

Untersuchungen an
Amphibien-Populationen am Rande der
mittelfränkischen Weiherlandschaft
unter besonderer Berücksichtigung
der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus* Laur.)

von
Bernd Stöcklein
aus Nürnberg



Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41546212_0053

Untersuchungen an
Amphibien-Populationen am Rande der
mittelfränkischen Weiherlandschaft
unter besonderer Berücksichtigung
der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus* Laur.)

Den Naturwissenschaftlichen Fakultäten
der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen - Nürnberg

zur

Erlangung des Doktorgrades

vorgelegt von
Bernd Stöcklein
aus Nürnberg

Als Dissertation genehmigt von den Naturwissenschaft-
lichen Fakultäten der Universität Erlangen-Nürnberg



Tag der mündlichen Prüfung: 28.2.1980

Vorsitzender der Promotionskommission:

Professor Dr. H. Wegener

Erstberichterstatte:

Univ.-Dozent Dr. G. Scholl

Zweitberichterstatte:

Professor Dr. H. Korn

Der Verfasser dankt

Herrn Univ.-Dozent Dr. G. Scholl für die Anregung der Arbeit, sein stets engagiertes Interesse, zahlreiche fachliche Hinweise und Beiträge, sowie für die Übernahme des Erstberichtes.

Herrn Prof. Dr. H. Korn für die Übernahme des Zweitberichtes. Dem Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen München für die gewährte finanzielle Unterstützung zur Materialbeschaffung.

Herrn Forstdirektor Koehl, Forchheim, für die überaus freundliche Unterstützung bei der Beschaffung des Materials für die Gewässerabschränkungen.

Den Herrn Vorschneider und Schmidt, Deutscher Wetterdienst, Station Flughafen Nürnberg, für die Überlassung der meteorologischen Daten,

den Herren Rentsch, Kleinseebach, und Ruppert, Reutles, für die freundliche Erlaubnis zur Durchführung der Untersuchungen an der Möhrendorfer Hörbachweiherkette und am Reutleser Galgensee.

Seinen Kollegen, den Herren W. Frenzel, Bumes, Tschunko, Kraus und Eisenschenk für die Gestaltung und Ausführung der zeichnerischen Arbeiten.

Allen Helferinnen und Helfern bei den insbesondere wegen der durchgeführten Entlandungsmaßnahmen an der Hörbachweiherkette mehrmals erforderlichen Aufbau-, Abbau-, Ausbesserungs- und Pflegearbeiten an den Gewässerabschränkungen der beiden untersuchten Gewässer.

Seiner Mutter, Frau E. Stöcklein, für die mühevollen Durchführung der Schreibarbeiten und

seinem Bruder, Th. Stöcklein, für die unterstützende Begleitung im Freiland und für manche Hilfe und

ganz besonders seiner Frau Rotraud für die Mithilfe bei den gemeinsamen Kontroll- und Beobachtungsgängen, sowie das unverändert gleichgebliebene Verständnis für den zeitlichen Aufwand dieser Untersuchungen.

<u>Inhalt</u>	Seite
Einleitung und Zielsetzung	3
1. Allgemeiner Teil	
1.1 Untersuchungsgebiet	7
1.2 Klima	14
1.3 Vegetation	19
1.4 Material und Methode	22
1.4.1 Erhebungen am Laichgewässer	22
1.4.2 Erhebungen an Land	25
1.4.3 Markierungsmethode	27
1.5 Die Teichwirtschaft in Mittelfranken	31
1.5.1 Verbreitung und ökologische Bedeutung	31
1.5.2 Wasserversorgung und durchschnittliche Teichflächengröße ..	34
1.5.3 Besatzmaterial	34
1.5.4 Betriebsstruktur	37
1.5.5 Bewirtschaftungsmaßnahmen	37
1.5.6 Amphibienfauna und Teichwirtschaft	40
1.6 Einordnung, Funktion, Verlauf und Charakteristika der Wanderaktivitäten	45
1.6.1 Mechanismen der Ortswechselorientierung	50
2. Spezieller Teil	
2.1 Phänologie und Ökologie der Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i> Laur.)	52
2.1.1 Nomenklatur	54
2.1.2 Verbreitung	55
2.1.3 Strukturelle Ansprüche an das Laichhabitat	61
2.1.4 Frühjahrswanderung	66
2.1.5 Laichzeit	84
2.1.6 Rufperiode	89
2.1.7 Geschlechterverhältnis	95
2.1.8 Dauer des Aufenthalts im Gewässer	97
2.1.9 Größenklassen	100
2.1.10 Larvalentwicklung und Metamorphose	109
2.1.11 Mehrjährige Laichplatztreue	113

2.1.12 Arealgröße des Jahreslebensraumes	115
2.1.13 Herbstwanderung	121
2.1.14 Temperatur	122
2.1.15 Niederschläge	123
2.1.16 Verfrachtungsversuche	125
2.2 Phänologie und Ökologie weiterer mituntersuchter Amphibien- arten	
2.2.1 Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	129
2.2.2 Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	153
2.2.3 Seefrosch (<i>Rana ridibunda</i>)	160
2.2.4 "Wassersch" (<i>Rana esculenta</i>)	169
3. Zusammenfassung	178
4. Literatur	181

Einleitung und Zielsetzung

Der gravierende Mangel an vielseitig verwendbaren ökologischen Daten, die zu einer umfassenden ökologischen Bestandsaufnahme der Landschaft führen (Haber 1978), wird derzeit besonders deutlich. Befindet sich doch der Naturschutz allgemein und insbesondere der Artenschutz - getragen vom wachsenden Umweltbewußtsein - in einer Phase, die sich einerseits durch eine umfassende konstruktive Beteiligung an Planungen aller Art in der freien Landschaft und in den Siedlungsbereichen, andererseits auch durch die Erkenntnis der Notwendigkeit zur Erarbeitung von Konzeptionen und einem System operativer Hilfsmittel, wie z.B. Artenschutzprogrammen, im Gegensatz zum früher lediglich reagierenden Naturschutz, auszeichnet.

Dazu kommt, daß in den letzten Jahren die gesetzlichen (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG - vom 20.12.1976, Bayerisches Naturschutzgesetz - BayNatSchG - vom 27.7.1973), wie auch die personellen Grundlagen (z.B. Schaffung von hauptamtlichen Stellen bei den Verwaltungsbehörden und den anderen Fachbehörden wie Flurbereinigung, Wasserwirtschaft, Straßenbau usw.) vom Gesetzgeber geschaffen wurden.

Der Bereich der faunistischen Untersuchungen kann jedoch bei dem Bestreben durch leicht zugängliche Daten das ökologische Wirkungsgefüge oder den Landschaftshaushalt zu erfassen, gegenüber der Vegetationskunde mit den allgemein bekannten und besonders hochentwickelten Methoden der Bestandsaufnahme, sowie der Auswertung der gewonnenen Daten aus vielen Gründen als Spezialfall angesehen werden.

Es ist sicher unbestritten, daß Bestandsaufnahmen an Tieren zum Datenkatalog ökologischer Grundinformationen (Haber 1978) gehören.

Das Problem liegt aber häufig darin, daß es nur sehr bedingt möglich ist, die Datenmenge in einzelne Zahlen zu fassen (Bezzel und Lechner 1978). Auch finden faunistische Kartierungen gegenüber floristischen und vegetationskundlichen Kartierungen weniger koordiniert und zentralisiert statt (Erz 1978 a), so daß sie als Entscheidungsgrundlage bei der konkreten Anwendung nur sehr schwer zugänglich und verwertbar sind.

Vor allem wird dabei die Lücke im Bereich der quantitativen Untersuchungen deutlich. Hinzuweisen ist auch auf die höchst unterschiedliche Bearbeitungsintensität einzelner Tiergruppen und einzelner Regionen (Erz 1978 a).

Trotz intensiverer Bearbeitung der Gruppe der Amphibien in den letzten Jahren liegen dennoch nur sehr wenige Untersuchungen vor, die planungsrelevante Daten über Ökologie, Raum- Zeit-Bindung, Minimalansprüche an den Lebensraum, quantitative Angaben über Bestandsschwankungen und die Bestandsentwicklung der Populationen als Basis für die Aufstellung von Artenschutzprogrammen liefern, wie die Arbeiten von Blab (1978), Lemmel (1977), Heusser (1968 b und e).

In einer Zeit gewandelter Ansprüche an den Raum, die durch die Rationalisierungs- und Technisierungstendenzen in der Land- und Forstwirtschaft, den sprunghaft gestiegenen Flächenbedarf im Siedlungswesen, die zu einer Änderung biozönetischen Situation geführt haben, geprägt wird, erscheint eine verstärkte Untersuchung der Amphibienarten unter diesen Aspekten aufgrund der Bestandssituation und der besorgniserregenden Vorkommensentwicklung dringend geboten.

Die Situation der 19 einheimischen Amphibienarten lassen die hohen Prozentzahlen der gefährdeten Arten in den Roten Listen deutlich werden, die als ständig fortzuschreibende Information für Gesetzgebung, Verwaltungshandeln und Naturschutzpraxis bundesweit und in den einzelnen Bundes-

ländern eine dringende, aber nicht ausschließlich zu vertretende Aufgabe in der Basisarbeit für ein Artenschutzprogramm darstellen (Erz 1978 b). So sind von den 18 in Bayern vorkommenden Amphibienarten 55% des Bestandes oder 10 Arten gefährdet (Bayer. Landesamt für Umweltschutz 1976), im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland 11 der insgesamt 19 einheimischen Amphibienarten (Blab, Nowak, Trautmann und Sukopp 1977).

Die Gefährdungsursachen sind im Prinzip seit Jahren bekannt. Da alle Amphibienarten mit Ausnahme des lebendgebärenden Alpensalamanders wegen ihres wassergebundenen Larven-Entwicklungsstadiums auf die Existenz von Gewässern angewiesen sind, spiegelt sich in der Bestandsentwicklung der Amphibien, wenn auch etwas verzögert, und wegen der meist versteckten und nächtlichen Lebensweise unter Ausschluß der Öffentlichkeit, die Verlustbilanz vor allem der Kleingewässer der Kulturlandschaft wider (siehe auch Ringler 1976, Großenbacher 1974, Scholl und Stöcklein im Druck). Dazu kommen noch der Mißbrauch dieser überlebensnotwendigen Gewässer als Ablageplätze für Müll und Abraum, Entwässerungen von Feuchtgebieten und die Verschmutzung der Gewässer. Auch der Straßenverkehr ist an der Bilanz der Gefährdungsfaktoren wegen der Beschneidung der Lebensräume in erheblichem Maße beteiligt (Mader 1979, Blab 1976).

Eine umfassende Verbesserung der Bestandssituationen kann daher nur durch die Sicherung sämtlicher Stationen eines Jahreszyklus, also auch der Wanderungen, erreicht werden, wobei eine Sicherung der vorhandenen Laichplätze im Vordergrund der Bemühungen wegen der weitgehenden Laichplatzprägung der Amphibienarten zu stehen hat. Für das Gros der Tiere ist dabei die substantiell wichtigste Aufgabe der Biotopschutz, da die Struktur, Funktion und Dynamik der Lebensgemeinschaften im wesentlichen durch den Biotop, durch die an einer Lebensstätte herrschende ökologische Faktorenkombination bestimmt wird (Blab 1978).

Die Untersuchung soll zur Klärung der genannten Fragenkomplexe in einem Gebiet beitragen, das von der Teichwirtschaft und den damit zusammenhängenden Veränderungen des Habitats wesentlich geprägt wird. Auch soll dadurch ein Beitrag zu den erforderlichen Untersuchungen über die Biologie des Überlebens gefährdeter Arten als wesentlicher Aspekt des Artenschutzprogrammes geleistet werden, die auch Studien über die Ursachen des Rückgangs einschließen (Ant und Sukopp 1978). Gleichzeitig soll die vorliegende Untersuchung als Anregung dienen, um die populationsökologische Forschung, insbesondere an gefährdeten Pflanzen- und Tierarten verstärkt zu betreiben und dadurch den Naturschutzbehörden und den in diesem Bereich tätigen Vereinen solide Informationen in Form einer Biographie gefährdeter Organismen (Ant und Sukopp 1978) als Grundlage für die Sicherung der Lebensräume, die Aufstellung von Pflegeplänen, die Beurteilung von flächenbeanspruchenden Maßnahmen bzw. Maßnahmen im Rahmen der land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen, wie Unterhaltung bzw. Intensivierung, die Art und den Umfang der daraus resultierenden erforderlichen Auflagen und Material für die Öffentlichkeitsarbeit zu vermitteln.

1. Allgemeiner Teil

1.1. Untersuchungsgebiet

Ausgehend von einer qualitativen Aufnahme des Amphibienbestandes im Regnitzbecken und im Mohrweihergebiet (Blab 1973, Stöcklein 1973, Kaufmann 1976, Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977) wurden nach Voruntersuchungen am Galgensee bei Reutles 1975/76 die Untersuchungen an den Hörbachweihern und in den angrenzenden Flächen bei Möhrendorf (siehe Kartenausschnitt) in den Jahren 1977 bis 1979 durchgeführt. Dabei fanden auch Beobachtungen Berücksichtigung, die bei Nachkontrollen der bereits bekannten Amphibienlaichplätze im Regnitzbecken gemacht wurden. Die populationsdynamischen Daten wurden an einem Weiher der Hörbachweiherkette gewonnen, sowie 1979 an einem Himmelsweiher, dem Galgensee bei Reutles im Knoblauchsland nördlich von Nürnberg (Abb.1).

Die Untersuchung der Amphibien-Population des Galgensees wurde durchgeführt, weil nach dem derzeitigen Stand der Planung vorgesehen ist, eine Verbindungsstraße zwischen der östlich des Galgensees verlaufenden B 4 und Reutles im wesentlichen auf der Trasse des bestehenden Feldweges ca. 80 m nördlich des Kleingewässers zu bauen, so daß der Jahreslebensraum der dort ablaichenden Amphibienpopulationen zerschnitten wird, die Funktion des Galgensees als Laichbiotop erheblich beeinträchtigt wird und in den verbleibenden Reliktflächen langfristig ein Überleben der Amphibienpopulationen nicht gesichert erschien.

Die Hörbachweiherkette liegt auf der quartären Hauptterrasse am Rande des Regnitztales nördlich von Erlangen am Rande des Naturraumes 113.7 Aischtal und Aischgrund. Die Mehrzahl der insgesamt 23 Weiher mit einer Flächenausdehnung zwischen 50 und 1000 qm sind in Form einer Kette entlang des Hörbaches, eines ganzjährig wasserführenden Grabens mit geringer Schüttung, die während eines

Jahres erheblich schwankt, angeordnet und besitzen daher den Charakter von Himmelsweihern. Das bedeutet u.a., daß die Stauhöhen der Weiher nur in geringem Umfang geändert werden können. Dies trifft im übrigen für die überwiegende Mehrzahl der traditionell weitverbreiteten Teiche in Mittelfranken zu, die im Aischgrund einen Bewirtschaftungsschwerpunkt besitzen.

Östlich der Verbindungsstraße Möhrendorf-Dechsendorf liegen in ca. 500 m Entfernung von der Weiherkette 2 Kleinweiher (s. Lageplan), die ebenfalls als Fischweiher genutzt werden.

Eine weitere Wasserstelle befindet sich in einer Kleinsandgrube in der Nähe des RMD-Kanals (Abb. 2 und Abb.3).



Abb.1 Lageplan der Probeflächen bei Möhrenndorf und Reutles
 M . 1:200 000

Legende

- q^h Talfüllung, Sand tonig, Lehm feinsandig
- q^o Oberterrasse, Sand vorwiegend mittel- bis grobkörnig, kiesig
- q^H Hauptterrasse wie oben zuunterst kiesig
- Kbu Unterer Burgsandstein mit Zwischen- und Basisletten
- Kbm Mittlerer Burgsandstein mit Zwischen- und Basisletten



Abb.2 Geologie und Waldflächenverteilung des Untersuchungsgebietes bei Möhrenort



0.3 Lage skizze des Untersuchungsgebietes an der Hörbachweiherkette bei Möhrendorf

/// Probestfläche

Insgesamt umfaßt das Untersuchungsgebiet ²⁶ Wasserstellen und liegt in ca. 280 m Meereshöhe.

Das Ausgangsmaterial der locker sandigen Böden in der Umgebung der Weiherkette stammt überwiegend aus dem Mittleren Burgsandstein, gegliedert durch Bänder aus Zwischenletten und Basisletten, sowie zu geringen Anteilen aus dem Unteren Burgsandstein (Haarländer 1966). Nach bodenkundlichen Bewertungskriterien findet man Sand bis lehmigen Sand (BStMLU 1974).

Östlich der Hörbachweiherkette erstrecken sich die Lockersedimente (mittelkörnige Quarzsande) der Hauptterrasse, die besonders am westlichen Ufer der Regnitz zwischen Möhrendorf - Erlangen und Dechsen-dorf ausgeprägt ist. Die Hauptterrasse ist morphologisch markant, steigt steil aus der Talaue von 5 m im Norden bis etwa 20 m im Süden an und bildet beiderseits der Rednitz - Regnitz und zum Teil auch entlang ihrer Zuflüsse allmählich ausdehnend eine mehr oder weniger ausholende Verebnung (Berger 1978).

Die Terrassenbildungen sind zu den fluviatilen Lockersedimenten zu stellen und sind durch Auffüllungs- bzw. Eintiefungsphasen je nach der Transportkraft der fließenden Gewässer in mehreren Phasen im Pleistozän entstanden. Im Bereich der Hörbachweiherkette ist lediglich noch ein kleiner Rest der Oberterrasse, die von fein- bis grobkörnigen Sanden gebildet wird, im Nordosten erhalten.

Die Reste der Oberterrasse können früher weiter verbreitet gewesen sein und sind in jüngeren Phasen wieder erodiert worden (Berger 1978). Unter Berücksichtigung der geologischen Verhältnisse wurden die landwirtschaftlichen Nutzflächen dieses Bereiches im Rahmen der Erhebungen des Agrarleitplanes, einer Kartierung der landwirtschaftlichen Flächen nach den Kriterien Nutzungsseignung, Ertragsklasse und Gefällstufen im Maßstab 1 : 25 000 (Schaller und Sittard 1976), zum größten Teil als Ackerstandort mit einer Nutzungsseignung für

Kartoffel und Roggen eingestuft. Lediglich eine kleinere Fläche in der Nähe der nördlich gelegenen Kirchweiher besitzt die Nutzungseignung für den Anbau von Gerste.

Die Ertragsklassen schwanken nach den Erhebungen zwischen 1 (kleiner als 200 dz pro ha) und 3 (250 - 300 dz pro ha). Das Gelände weist nur wenig Geländeneigung auf (kleiner als 2%). Die Bewirtschaftung dieser Flächen während des Untersuchungszeitraumes entsprach weitgehend den Erhebungen des Agrarleitplanes. Vorwiegend werden Kartoffel und Roggen angebaut, daneben auch Mais und Spargel.

In den westlich angrenzenden Waldflächen des Markwaldes stocken überwiegend Föhrenreinbestände, die nach dem Waldfunktionsplan im Bereich des südwestlich gelegenen Großen Bischofsweihers als bedeutsam für die Stadtranderholung, sowie als Schutzwald für Klima und Immission mit regionaler Bedeutung kartiert wurden.

Ca. 7 km südlich von Erlangen im Naturraum Nürnberger Becken befindet sich in der Nähe der B 4 der ca. 300 qm große isoliert gelegene Galgensee bei Reutles in 300 m Meereshöhe (siehe Abb.1). Dieser Himmelsweiher, der lediglich von Niederschlägen gefüllt wird, liegt im Bereich der östlich angrenzenden pleistozänen Flugsande der Dünen.

Aus einer Kaufurkunde aus dem Jahre 1886, die im Staatsarchiv Nürnberg verwahrt wird, geht hervor, daß die Größe des Galgensees zu diesem Zeitpunkt 0,29 ha betrug. Nach den Angaben von Reutleser Bürgern wurde noch vor dem 2. Weltkrieg durch den Bau der B 4 und vor allem durch den Bau der im Einschnitt verlaufenden Autobahn Nürnberg - Würzburg bis zum Anschlußpunkt Tennenlohe der Grundwasserspiegel soweit abgesenkt, daß der Zufluß, ein ständig wasserführender Graben aus den östlich gelegenen Waldflächen des Reichswaldes versiegte. Der Galgensee wurde zum Himmelsweiher, d.h. das Gewässer wurde nur noch durch Niederschläge gespeist. Das relativ geringe Wasserangebot verringerte die ursprüngliche Flächen-

größe erheblich, auch wurde die ehemalige Seefläche von den über 20 Eigentümern und den Anliegern durch Müll- und Bau-schuttablagerungen bis auf einen winzigen Rest von wenigen Quadratmetern Wasserfläche im Jahr 1975 aufgefüllt. Durch eine Anordnung des Ordnungsamtes der Stadt Nürnberg wurden die illegalen Aufschüttungen untersagt und ein Tümpel mit einer Wasserfläche von ca. 250m^2 im Ostteil der früheren Galgenseefläche angelegt.

Von der ehemaligen Seefläche ist also heute nur noch ca. ein Zehntel vorhanden.

Die umliegenden landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen des sogenannten Knoblauchlandes werden hauptsächlich von Verwitterungsprodukten des Coburger Sandsteins aufgebaut. Nach dem bodenkundlichen Bewertungsschema handelt es sich um anlehmigen bis lehmigen Sand (BStMLU 1974). Die Erhebungen der Agrarleitplanung, die eine genauere Darstellung der landwirtschaftlichen Nutzungsarten erlauben würden, liegen derzeit noch nicht vor. Die an den Galgensee angrenzenden Flächen werden durchweg ackerbaulich genutzt, auf einigen kleineren Teilflächen wird auch der Spargelanbau betrieben.

1.2 Klima

Die klimatischen Parameter beeinflussen die Aktivitäten der wechselwarmen Amphibienpopulationen wesentlich. Verschiedene Untersuchungen, z.B. Blab (1978), Heusser (1968 b und f), Kleinstauber (1964), Rühmekorf (1958 a,b,c), zeigen, daß aufgrund mikroklimatischer Unterschiede in enger Abhängigkeit von den vorgegebenen Reliefstrukturen der Landschaft für Teilpopulationen der einzelnen Amphibienarten unterschiedliche Temperaturschwellen bzw. Vorzugs-

temperaturen zur Auslösung von Aktivitäten (z.B. Verlassen der Winterquartiere und Aufsuchen der Laichgewässer) in enger Verbindung mit endogenen Faktoren bestehen, die primär den Wandertrieb aufbauen. Heusser (1968b) definiert dabei den Wandertrieb als Disposition zur Wanderbereitschaft, die Temperatur, Regen und Dämmerung zu Auslösern werden läßt. Besonders deutlich werden diese Einflüsse bei vergleichenden phänologischen Untersuchungen an Amphibienpopulationen in unterschiedlichen Höhenstufen. Die verfügbaren Klimadaten können nur einen groben Orientierungsrahmen vorgeben, da die Klimadaten der einzelnen Meßstationen zur großflächigen klimatischen Charakterisierung der umliegenden Landschaftsteile ausgewertet werden. Dabei müssen zwangsläufig die Differenzen vernachlässigt werden, die durch kleinklimatische Faktoren verursacht werden. Die praktischen Auswirkungen dieser Unterschiede werden besonders bei großräumigen Amphibienbestandsaufnahmen deutlich.

Um die engeren Beziehungen zwischen den populationsdynamischen Daten der untersuchten Amphibienpopulationen und den klimatischen Parametern darzustellen, wurden in den folgenden Kapiteln die Veränderungen von Tagestemperatur (Max./Min.), Luftfeuchtigkeit und Niederschlägen bei den Ergebnissen der einzelnen Arten dargestellt. Die verwendeten Daten wurden für Möhrendorf in der Station Erlangen, für Reutles in der Station Flughafen aufgezeichnet.

Die Probeflächen bei Möhrendorf und Reutles gehören zum Klimabezirk Mittelfranken.

Aus dem Klima-Atlas von Bayern (Knoch 1952) wurden folgende Daten entnommen, die das klimatische Geschehen in diesem Raum charakterisieren sollen ⁽¹⁾:

(1) Falls nur ein Wert vermerkt wurde, gilt dieser für beide Probeflächen. Bei unterschiedlichen Daten ist der erste Wert Möhrendorf, der zweite Wert Reutles zuzuordnen. Die Messungen wurden überwiegend in Nürnberg durchgeführt.

Mittlere wirkliche Lufttemperatur ($^{\circ}\text{C}$):

Januar -1°C April $+8^{\circ}\text{C}$ Juli $+17^{\circ}\text{C}$,
 Oktober $+7^{\circ}\text{C}/+8^{\circ}\text{C}$

Vegetationsperiode Mai - Juli $+15^{\circ}\text{C}$

Jahr: $+8^{\circ}\text{C}$

Mittlere Zahl der Eistage (Höchstwert der Temperatur unter 0°C)

Jahr: 30

Mittlere Zahl der Frosttage (Tiefstwerte der Temperaturen in 2 m

Höhe unter 0°C): 120

Mittlere Zahl der Sommertage (Höchstwerte der Temperatur mindestens

25°C) Jahr: 30

Mittleres Datum des letzten Frostes (2 m Höhe) 2,5 (Erlangen),

23.4. (Nürnberg)

Mittleres Datum des ersten Frostes (2 m Höhe) 16.10. (Erlangen)

18.10. (Nürnberg)

Mittlere Dauer der frostfreien Zeit (2 m Höhe) 166 (Erlangen),

177 (Nürnberg)

Mittlere Niederschlagssummen (mm)

Jan.	Febr.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Dez.
50	40	40	50	60	70	80	70	60	50	50	50

Mittlere Niederschlagssumme (mm) Jahr 650

Mittlere Niederschlagssummen (mm) in der Vegetationsperiode

(Mai - Juli) 200/220

Mittlere Zahl der Tage mit Schneedecke 1 cm (Jahr) 40

Mittlere Häufigkeit der Windrichtungen (%) Jahr (Nürnberg)

SW (20%), SO (15%), NW (13%), W (11%)

Eine genauere Darstellung des Witterungsverlaufes in den Jahren 1967 - 1978 ist in den Berichten Pflanzenbauversuche der Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Ansbach, Berichtsjahr 1978, Ansbach, enthalten:

- 1976 reichliche Niederschläge nur im Januar 1976, sonst insgesamt sehr trockener und milder Winter 75/76. Anhaltend weniger als 50% Niederschlag von Februar bis August 1976, dabei nach einem Kälteeinbruch im März/April, durchwegs sehr hohe Temperaturen. Normale Niederschläge erstmals im September/Okttober $8,7^{\circ}\text{C}$ Jahrestemperatur, um $0,5^{\circ}\text{C}$ über dem langjähr. Mittel. 522 mm Jahresniederschlag, um 23 % unter dem langjähr. Mittel. Kälteeinbruch mit wochenlangen Nachtfrösten bis -10°C im März/April, extreme Trockenheit von Mai - August mit gleichzeitig hohen Temperaturen.
- 1977 Von Dezember 76 bis April 77 niederschlagsreich, nach einer Frostperiode im Dezember durchweg mild. Von Mai bis Ende August bei normalen Temperaturen extrem trocken, ebenso im Herbst, wo nur im November normale Niederschläge fielen, $8,9^{\circ}\text{C}$ Jahrestemperatur, um $0,7^{\circ}\text{C}$ über dem langjähr. Mittel. 650 mm Jahresniederschlag, um 4% unter dem langjähr. Mittel. Frosteinbruch Ende März bis zu -10°C und kalte Witterung im April
- 1978 Milder Winter, auch 1977/78 mit überdurchschnittlichem Niederschlag nur im November 1977. Niederschlagsreich dann erst März - Mai 1978, wieder mit Kälteeinbruch im April. Von April bis September durchwegs zu kühl bis kalt, April - Juni insgesamt auch zu trocken, September/Okttober sehr naß. $7,7^{\circ}\text{C}$ Jahrestemperatur, um $0,5^{\circ}\text{C}$, unter dem langjähr. Mittel. 798 mm, Jahresniederschlag um 18% über dem langjähr. Mittel.

Die Hörbachweiherkette liegt am Rand des relativ milden Flußniederungsklimas von Main und unterer Regnitz, das sich durch die längere Dauer des Tagesmittels der Lufttemperatur von 5°C an über 220 Tagen pro Jahr und durch eine höhere Nebelhäufigkeit mit ca. 50 Tagen pro Jahr auszeichnet.

Im Gegensatz dazu wird jedoch das im Süden gelegene Stadtgebiet von Erlangen wegen seiner Randlage zum Nürnberger Becken, in dem die Probefläche bei Reutles liegt, von dem stark subkontinental geprägten Klima dieses Gebietes beeinflusst: hohe Sommertemperaturen mit einer Jahresmitteltemperatur von $8,2^{\circ}\text{C}$, hohe Jahresschwankungen mit einer mittleren Jahresschwankung von 19°C , sowie geringe Niederschläge mit 629 mm im Jahresmittel (Grebe 1976).

Die Sandböden neigen zu starker Erwärmung und ebenso rascher Ausstrahlung, wodurch Frost- und Kaltluftbildung begünstigt werden (Grebe 1976). Auf offenen Sanden wird darüber hinaus noch die Wirkung der Niederschläge erheblich vermindert: die Extreme werden verstärkt. Im Gegensatz dazu werden in Weihergebieten und im Inneren von Wäldern die Extreme unter Abschwächung der Winterkälte und der Sommer-trockenheit gemildert. Einerseits macht sich das in den Weihergebieten durch das Auftreten atlantischer Pflanzen bemerkbar, andererseits werden dadurch Rohhumusbildung und Heidekraut-Unterwuchs begünstigt.

Im einzelnen bedingt aber die Übergangsstellung des Gebietes zwischen ozeanischer und kontinentaler Prägung hohe Labilität und erhebliche Verschiedenheiten im Mikroklima, Bodenbildungstendenz und Vegetation auch auf scheinbar gleichen Standorten (Hohenester 1960).

Es sei noch erwähnt, daß ein wichtiger Unterschied zu echt kontinentalen Klimabedingungen im Auftreten eines relativ langen, feuchten Frühlings besteht, der die Besiedelung der Umgebung des Untersuchungsgebietes vorkommenden fluviatilen und äolischen Sandablagerungen glazialen

und postglazialen Alters im Bereich der Terrassensande (Quarzsande mit Feldspat, aber weitgehend kalkfrei) der Regnitz in weit höherem Maße begünstigt als dies im Steppenbereich der Fall ist.

Vor allem der therophyten Flora der Quarzsande kommt diese Frühjahrsfeuchtigkeit zugute (Hohenester 1960).

1.3 Vegetation

Die Vegetation der quantitativ untersuchten Probestfläche in der Hörbachweiherkette ist in die Klasse der Phragmitetea einzuordnen. Am Rande des Gewässers wird der durchgehend schmale Verlandungsaum überwiegend (ca. 80%) von *Typha latifolia* (Großer Rohrkolben) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), sowie u.a. Kalmus (*Acorus calamus*), Ufer-Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*), Gemeiner Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Brennessel (*Urtica dioica*), rauhaariges Weidenröschen (*Epilobium hirsutum*), Iris pseudacorus (Sumpfschwertlilie) gebildet. Ca. 50% der Gewässerfläche sind mit Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) bestanden. Die Ausbildung der Vegetationszonierungen an den einzelnen Weihern der Hörbachweiherkette ist sehr unterschiedlich und gibt so die Bewirtschaftungsintensität der verschiedenen Besitzer wieder. Auch die Entlandungsmaßnahmen, die an einzelnen Weihern Anfang 1978 durchgeführt wurden, änderten grundsätzlich nichts an den unterschiedlichen Ausbildungen der Vegetationszonierungen in der Weiherkette im Beobachtungszeitraum.

Obwohl die Hauptterrasse und die Hochfläche um Möhrendorf überwiegend bebaut ist oder ackerbaulich genutzt wird, sind doch noch im Bereich der Hörbachweiherkette Reste der realen Vegetation vorhanden, die es ermöglichen, die potentiell natürliche Vegetation dieses Gebietes festzulegen (Titze mdl.).

Auf den Terrassensanden der Regnitz trifft die Assoziation des mehr

subatlantischen *Viola Quercetumtypicum* (Hainbuchen - Eichen - Birken - Wald) auf die östlicher gelegene Assoziation des schon mehr subkontinentalen getönten *Vaccinio - Quercetum* (artenarmer Kiefern-Eichen-Wald). Diese Assoziationen werden zur atlantisch-subatlantischen Waldgesellschaft der *Quercetea robori-petraeae* (artenarme Eichen- Birken-Wälder) gestellt, die allgemein in der Industrieregion Mittelfranken schon etwas verarmt sind. So fehlt z.B. die Edelkastanie (*Castanea sativa*). Frostepfindliche Begleitarten, wie der Besenginster (*Sarothamnus scoparius*), zeigen in strengeren Wintern schon mehr deutliche Frostschäden. Die artenarmen Eichen-Birken-Wälder beherrschen das Mittelfränkische Becken weitgehend, vor allem die Bereiche der nährstoffarmen, zum Podsol tendierenden Sandsteinverwitterungs- und Lockersand-Böden. In der Baumschicht herrschen Eiche und Birke, die Kiefer hat von Nordwesten nach Südosten zunehmenden Anteil an der Baumschicht (Hohenester 1975).

Als Ersatzvegetation treten auf den Kartoffel- und Roggenäckern Sand-Unkrautgesellschaften auf (Titze 1976). Diese Standorte tragen anthropogene Pflanzengesellschaften, die in ihrer Zusammensetzung ebenfalls charakteristisch für die Armut und den extremen Charakter der Sande sind. Die Getreide-Unkraut-Gesellschaften der Quarzsande sind zum *Aphanion arvensis* zu stellen, wobei besonders die Assoziationen eine Rolle spielen, die deutliche Ersatzgesellschaften von Sand- Grasheiden sind (*Teesdalia - Arnoseridum/Lämmerkraut-Gesellschaft*, Hohenester 1960). Nach Nezadal (1975) besiedelt die subatlantische Lämmerkrautgesellschaft die nährstoffärmsten, meist lockeren Sandböden geringer Basensättigung und starker Versauerung.

Die Ruderalflächen am Galgensee bei Reutles einschließlich der

steilen Böschungen sind durch Beifußgesellschaften gekennzeichnet. Sie bilden ein meter- bis mannshohes Dickicht, das vorwiegend aus den Arten *Artemisia vulgaris* (gemeiner Beifuß), *Urtica dioica* (große Brennessel), *Ballota nigra* (Schwarznessel) und *Arctium minus* (kleine Klette) zusammengesetzt ist. Aus den umliegenden Feldern sind u.a. auch Ackerunkräuter und Gräser eingedrungen.

Von der nördlichen und westlichen Böschung her beginnt der Tümpel zu verlanden. Der Rand des Weihers wird in dieser Zone durch Arten wie *Epilobium hirsutum* (rauhaariges Weidenröschen), *Myosotis palustris* (Sumpf-Vergißmeinnicht), *Lycopus europaeus* (Ufer-Wolfstrapp), *Lythrum salicaria* (gemeiner Blutweiderich), *Phragmites communis* (gemeines Schilf) und *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras) gekennzeichnet. Die beiden letzten Arten bilden zusammen mit *Juncus articulatus* (Gliederbinse), *Eleocharis palustris* (gemeine Sumpfbirse), *Polygonum amphibium* (Wasserknöterich) und einer nicht näher bestimmten Segge den bewachsenen Teil der Wasseroberfläche (Hollering, Rebisch, Redlingshöfer und Selbitschka 1978).

Das Knoblauchland um den Galgensee bei Reutles wird der Assoziation des *Vaccinio Quercetum molinietosum* (Buche-reicher Hainbuchen-Eichen-Birken-Wald (Pfeifengras-Subassoziation) zugerechnet, die wie die Flächen bei Möhrendorf zur atlantisch-subatlantischen Waldgesellschaft der *Quercetea robori-petraeae* (artenarme Eichen-Birken-Wäler) gestellt werden.

Dieser Bereich des Knoblauchlandes liegt im Hauptverbreitungsgebiet dieser Assoziation östlich von Regnitz/Pegnitz im Mittelfränkischen Becken auf Terrassensanden und nicht allzu mächtigen Flugsanden und Verwitterungssanden des Burg-, gelegentlich auch des Rhät-sandsteins. Der hohe Anteil der Kiefer ist forstlich noch erheblich gesteigert worden, Zwergsträucher herrschen vor (Hohenester 1975).

1.4 Material und Methode

Auf der Grundlage der Amphibienbestandsaufnahmen von Blab (1973) und Stöcklein (1973) im Regnitzbecken, die einen flächendeckenden Überblick u.a. über die Laichplatzwahl, Arealstrukturen und die zeitlichen Einbindungen der verschiedenen Aktivitäten der einzelnen Amphibienarten geben, wurden von März 1977 bis August 1979 an der Hörbachweiherkette und in den angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen, die als Rodungsinsel im Markwald bezeichnet werden kann, Untersuchungen zur Ökologie der dort vorkommenden Amphibienarten unter besonderer Berücksichtigung quantitativer Erhebungen durchgeführt. Dabei wurden folgende Amphibienarten erfaßt:

Teichmolch	(<i>Triturus vulgaris</i>)
Knoblauchkröte	(<i>Pelobates fuscus</i>)
"Wasserfrosch"	(<i>Rana esculenta</i>)
Seefrosch	(<i>Rana ridibunda</i>)

Am Galgensee bei Reutles wurden von März bis September 1979 folgende Amphibienarten untersucht:

Teichmolch	(<i>Triturus vulgaris</i>)
Knoblauchkröte	(<i>Pelobates fuscus</i>)
Kreuzkröte	(<i>Bufo calamita</i>).

Insgesamt wurden ca. 580 Begehungen im Beobachtungszeitraum unternommen.

1.4.1 Erhebungen am Laichgewässer

Da alle einheimischen Amphibienarten mit Ausnahme des lebendgebärenden Alpensalamanders (*Salamandra atra*) eine Entwicklungsphase

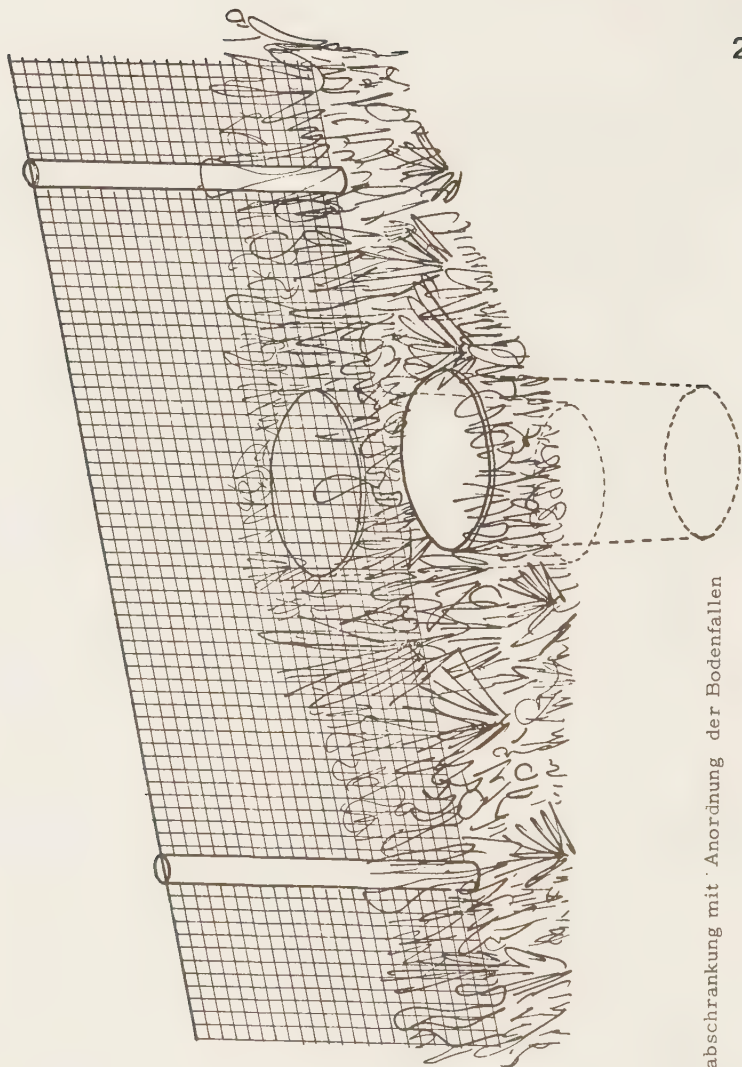
im Wasser als Kaulquappe bzw. Larve durchlaufen und daher auf die Existenz von Laichgewässern als Basis der Vorkommen zwingend angewiesen sind, läßt sich aus der Erfassung der laichwilligen Individuen an den Laichgewässern ein Überblick über die Strukturen der einzelnen Amphibienpopulationen gewinnen.

Eine möglichst genaue Analyse muß sich jedoch experimenteller Hilfsmittel bedienen, da die dafür notwendige Überwachung vor allem größerer Laichgewässer allein mit visuellen Mitteln wegen der größtenteils bei Nacht ablaufenden Wanderbewegungen, dem unauffälligen mimetischen Erscheinungsbild der meisten Amphibienarten, die eine Freilandarbeit wesentlich erschweren, nicht möglich ist bzw. zu lückenhaften Ergebnissen führen würde.

Stabile Gewässerabschränkungen (siehe auch Blab 1978) zur Gewinnung populationsdynamischer Daten in Kombination mit Fallenvorrichtungen, die regelmäßig kontrolliert werden, haben sich als wertvolle Hilfsmittel erwiesen.

Diese Abschränkungen können auch zur Sicherung der Amphibienwanderwege zu und von den Laichgewässern in Verbindung mit Unterführungen an kreuzenden Verkehrstrassen Verwendung finden (Riess 1977, Blab 1976) (Meisterhans und Heusser 1970).

Vor Beginn der Wanderaktivitäten der Amphibienarten wurde an einem 0,8 ha großen Weiher der Hörbachweiherkette bei Möhrendorf eine Gewässerabschränkung von ca. 350 m Länge im März 1977 unmittelbar am Gewässerrand errichtet (Abb. 4). Die Gewässerabschränkung besteht aus feinmaschigem Plastik-Fliegengittermaterial und wies eine Höhe von ca. 35 - 40 cm auf. Das Fliegengitter- oder Plastikfolienmaterial wurde an einem Spanndraht (Eisendraht bzw. Plastikwäscheleine) befestigt. Um eine gleichmäßige Aufhängung der Abschränkung zu erreichen, wurden im Abstand von maximal 3 Metern Holzpfosten mit maximal 10 cm Durchmesser und einer Länge von ca. 1 m - 1,50 m eingeschlagen. Das Plastik-Fliegengittermaterial wurde ca. 5 - 10 cm



Gewässerabschränkung mit Anordnung der Bodenfallen

tief in den Boden eingegraben, um ein Unterlaufen oder Untergraben durch die Amphibien zu verhindern. Die Fallenvorrichtungen wurden jeweils an der Innen- und Außenseite der Abschränkung im Abstand von ca. 10 m niveaugleich eingegraben und mit Manschetten aus Perlonmaterial versehen. Als Fallenvorrichtungen wurden handelsübliche 10 Liter Haushaltseimer verwendet, die zur Hälfte mit Wasser gefüllt waren, um ein Entweichen der Individuen erheblich zu erschweren. Insgesamt wurden 58 Fallen aufgebaut. Diese wurden während des Untersuchungszeitraumes von März - September in der Regel täglich einmal, in den Hauptaktivitätszeiten während der Frühjahrsmonate teilweise zweimal, in den späteren Monaten im Abstand von wenigen Tagen kontrolliert. Die erzielten Ergebnisse wurden dabei jeweils dem Vortag zugerechnet.

Aus den bereits dargestellten Gründen und zum Vergleich wurde eine ca. 1 m hohe Gewässerabschränkung um den Reutleser Galsensee im März 1979 errichtet. Dabei wurde handelsübliches Plastikfolienmaterial von ca. 0,2 mm Stärke verwendet. Die Abschränkung wies eine Länge von ca. 80 m auf. Insgesamt wurden 16 Fallenvorrichtungen unter Verwendung der handelsüblichen 10 l Haushalteimer im Abstand von ca. 10 m an der Innen- und Außenseite niveaugleich eingegraben. Die Fallen waren gleichfalls zur Hälfte mit Wasser gefüllt.

1.4.2 Erhebungen an Land

Um eine genauere Kenntnis der Größe der Jahreslebensräume, der Vorzugsrichtungen der Wanderaktivitäten und der Verteilung der Einzelindividuen an Land zu gewinnen, wurden parallel zu den Fallenfängen am Laichgewässer in der Hörbachweiherkette, das mit einer Gewässerabschränkung versehen war, Erhebungen in den Flächen durchgeführt, die an die Hörbachweiherkette angrenzen. Die Flächengröße des untersuchten Geländes wurde so gewählt, daß

- Übersichtlichkeit des Geländes gewährleistet war,
- die Gesamtlänge der kontrollierten Wege den Zeitaufwand so in Grenzen hielt, daß die Wegstrecken an einem Abend mehrmals kontrolliert werden konnten,
- nach den vorliegenden Literaturangaben der Jahreslebensraum insbesondere der Knoblauchkröten-Population bzw. wesentliche Teilflächen enthalten waren.

Insbesondere diese Daten sind als planungsrelevante Grundlage für konkrete Artenschutzmaßnahmen und zur Beurteilung von flächenbeanspruchenden Maßnahmen im Vollzug der Naturschutzgesetze von großer Bedeutung, wurden jedoch bislang nur lückenhaft - vor allem für die gefährdeten Arten - bearbeitet.

Nachdem die Kontrollen des Geländes während der hauptsächlich nächtlichen Aktivitäten mit starken Taschenlampen zu Fuß sehr zeitaufwendig und wenig erfolgreich waren, wurden nach kurzer Zeit, bevorzugt während der An- und Abwanderungsphasen der einzelnen Arten, die im Lageplan dargestellten Wege durch Befahren mit dem Auto kontrolliert. Insgesamt wurden ca. 60 Befahrungen mit einer durchschnittlichen Dauer von 2 - 3 Stunden nach Beginn der Dämmerung, bevorzugt nach oder während der Regenfälle, unternommen. Die Erfassungsquote konnte dadurch wesentlich gesteigert werden. Wandernde Amphibien sind auf Wegen mit wassergebundener Decke nur schwer auszumachen, da sie meist regungslos im Scheinwerferlicht verharren oder die Feuchtigkeit bzw. Wärme auf geteerten Straßen mit angepreßter Bauchseite ohne Reaktion bei der Annäherung aufnehmen. Dazu kommt, daß Steine und Vegetationsstrukturen dieses Unterfangen wesentlich erschweren. Auch sind alle Molcharten und die metamorphosierten Hüpfertiere bzw. Jungtiere auf nichtbefestigten Wegen wegen ihrer geringen Größe kaum zu erkennen.

Die angetroffenen Individuen wurden vermessen, markiert und sofort in der angetroffenen Wanderrichtung wieder freigelassen.

Fundort und Wanderrichtung, die nach Heusser (1968 b) durch die Blickrichtung der wandernden Individuen festzulegen sind, wurden in Protokollplanskizzen M 1 : 700 eingetragen.

1.4.3 Markierungsmethode

Allgemeine Angaben zur Ökologie und Phänologie der einzelnen Amphibienarten ohne quantitativen Bezug, wie sie mit Ausnahme einiger neuerer Arbeiten in der Literatur fast durchweg enthalten sind, können den vielfältigen Erfordernissen eines zeitgemäßen Artenschutzes (Blab 1976) nicht mehr genügen, auch wenn diese wertvolle methodische Hilfen darstellen. Daher wurde für die vorliegende Untersuchung eine individuelle und langfristig wieder erkennbare Markierungsmethode entwickelt. Im Gegensatz zu der bei Blab (1978) dargestellten Methode sollte die Möglichkeit bestehen, mindestens 1000 Exemplare individuell zu markieren, da aufgrund der Lage des untersuchten Gewässers innerhalb einer Weiherkette mit relativ großen Amphibienpopulationen insbesondere der "Wasserfrösche" und entsprechenden populationsdynamischen Veränderungen gerechnet wurde.

Heusser (1958) hat gezeigt, daß lediglich die Amputation von Phalangen bei Lurchen eine brauchbare Markierungsmethode darstellt. Die Verwendung von Meerschweinchenohrenmarken und Taubenringen führte dagegen zu Verletzungen und Behinderungen, wie sich bei Wiedorfängen von Amphibien erwies, die nach diesen Methoden markiert wurden. Eine Markierung mit Tusche-Farbtupfern eignet sich allen-

falls für kollektive Markierungen mit einer Versuchsdauer von wenigen Tagen (Eibl-Eibesfeldt 1950), weil sich nach Heusser (1958) z.B. Erdkröten während der Frühjahrsaktivität auf der Laichplatzwanderung zum ersten Mal nach der Überwinterung häuten.

Das verwendete Markierungssystem lehnt sich an die bei Bogert (1947) und Jameson (1957) dargestellte Methode an.

In das Markierungssystem wurden alle Phalangen mit einbezogen, um eine höchstmögliche Zahl von Kombinationsmöglichkeiten zu erhalten. Grundsätzlich wurde bei der Amputation der Phalangen so vorgegangen, daß der größte Teil der Phalangen erhalten blieb, um insbesondere die Funktion der Phalangen 4 und 9 an den hinteren Extremitäten, bei dem Häutungsvorgang nicht zu beeinträchtigen. Auch ist bei vielen Lurcharten die Erhaltung des größten Teils des Daumens an den vorderen Extremitäten (Phalangen 14 und 18) notwendig, da die Daumen-Schwellung ein wichtiges Merkmal zur Bestimmung des Geschlechts z.B. bei den Amphibienarten Grasfrosch, Erdkröte und "Wasserfrosch", sowie Seefrosch darstellen.

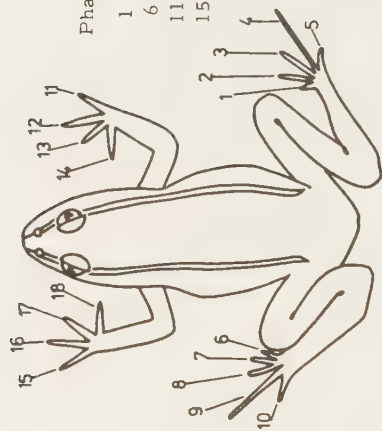
Die Anuren weisen an den Vorderextremitäten jeweils 4 und an den Hinterextremitäten je 5 Phalangen auf. In der Abb. 5 sind die insgesamt 18 Phalangen fortlaufend numeriert. Die einzelnen Zahlengruppen (Einer, Zehner, Hunderter und Tausender) werden durch Amputation eines Teils der einzelnen Phalange bzw. durch Kombination der Amputation von zwei Phalangen an den dafür vorgesehenen Extremitäten gekennzeichnet. An jeder Extremität wurden maximal 2 Phalangen amputiert. Unter Verwendung aller theoretisch möglichen Amputationsmöglichkeiten können nach diesem System 9 999 Exemplare individuell markiert werden.

Allen Lurch-Individuen, die von Reutles nach Möhrendorf verfrachtet

wurden, wurde neben der individuellen Markierung die Phalange 15 als kollektives Erkennungsmerkmal amputiert. Wie auch von Blab (1978) beobachtet, regenerieren die Molche die Amputationen relativ gut, so daß sie bei der Abwanderung individuell nicht mehr sicher anzusprechen sind. Daher wurde im Lauf der Untersuchungen auf eine individuelle Markierung verzichtet und bei den Lurchen die Phalange 15, bei den Exemplaren, die in Möhrendorf gefangen wurden, die Phalange 11 kollektiv markiert.

Die Amputationen verliefen in der weitaus größten Zahl der Fälle ohne Behinderungen bzw. ohne Komplikationen, wie Entzündungen. Die große Zahl der wiedergefangenen Individuen zeigte, daß auch nach einem Zeitraum von 3 Jahren die Markierung der einzelnen Individuen ohne Schwierigkeiten zu erkennen waren.

Markierungsschema

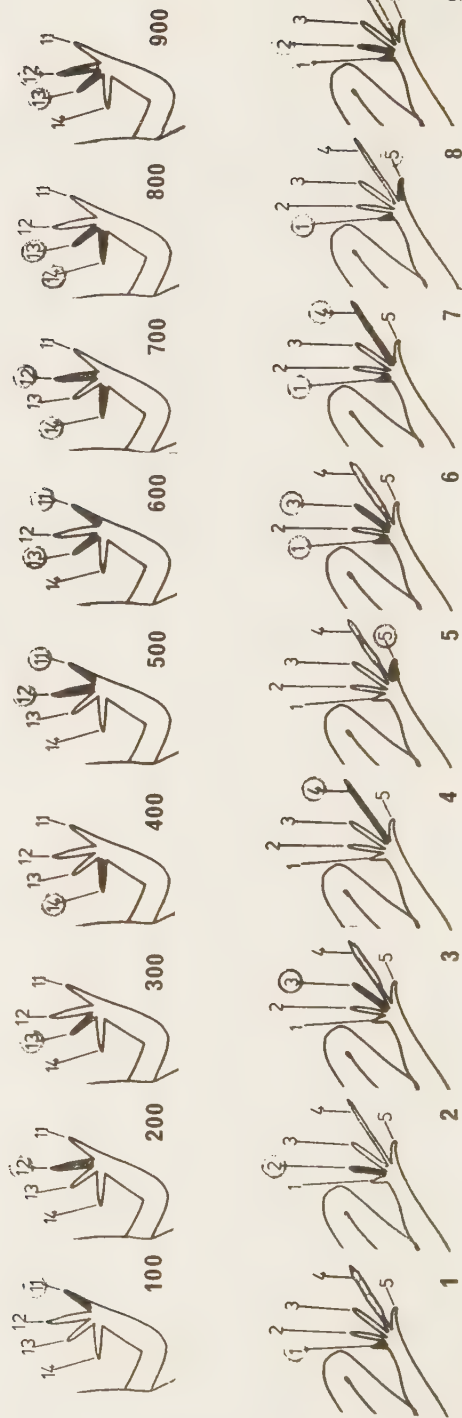


Phalangen

- 1 - 5
- 6 - 10
- 11 - 14
- 15 - 18

Zahlengruppe

- 1 - 9
- 10 - 90
- 100 - 900
- 1000 - 9000



1.5 Die Teichwirtschaft in Mittelfranken

Landschaftsbild und Amphibienverbreitungsmuster werden in weiten Teilen Mittelfrankens wesentlich durch die künstlich angelegten Einzelteiche, Weiherketten oder Weiherkomplexe geprägt, die gleichermaßen ökologisch und auch ökonomisch bedeutsam sind. Die daraus resultierenden Zielkonflikte, sowie die teilweise massiven Eingriffe im Rahmen der periodisch durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen, lassen eine kurze Darstellung der Teichwirtschaft in Mittelfranken notwendig erscheinen.

1.5.1 Verbreitung und ökologische Bedeutung

In Abhängigkeit von den Standortverhältnissen entwickelten sich seit dem Beginn der Teichwirtschaft im Mittelalter Verbreitungsschwerpunkte, wie im Aischgrund, mit umfangreichen und eng benachbarten Teichkomplexen oder Weiherketten. Allgemein wird die Teichdichte mit zunehmender Entfernung vom Aischgrund deutlich geringer, im Regnitzbecken treten z.B. Weiherketten und Einzelteiche stärker hervor.

Natürliche Voraussetzung für die außerordentlich starke Ausdehnung der Teichwirtschaft bildeten die großen Flächen absoluten Grünlandes, dessen Bewirtschaftung durch extreme Vernässung behindert wird, sowie die bei der Gefällsarmut der Täler erschwerte Melioration und die Möglichkeit, durch niedrige Dämme große Weiherflächen zu schaffen (Haarländer 1966).

Dazu kommt, daß im Vergleich zu den restlichen Teichgebieten Deutschlands im Aischgrund während des Produktionszeitraumes relativ hohe Wassertemperaturen erreicht werden, eine deutliche Bevorzugung des Aischgrundes, die sich in einer rascheren Ge-

wichtszunahme der Karpfen dokumentieren (Kaufmann 1976, Müller, D. 1968).

Wie alte Kartenunterlagen und die häufig noch sichtbaren Reste ehemaliger Weiheranlagen zeigen, verringerte sich die Zahl der Teiche seit dem Mittelalter erheblich.

Die Teichlandschaft ist eine künstliche Landschaft, die den ursprünglich vorhandenen Erlenbruchwald seit dem Mittelalter bis auf heute nur noch sehr spärliche Reste ersetzt hat. Es ist ein Mosaik extensiv und intensiv genutzter Teiche in von Jahr zu Jahr schwankender Verteilung entstanden (Scholl 1976). In jahrhundertelangen Nebeneinander mit der traditionellen Karpfenzucht, die überwiegend betrieben wird, sind wertvolle und artenreiche Lebensgemeinschaften durch Einbürgerung von seltenen Pflanzen- und Tierarten entstanden (Sothmann 1978, Scholl 1976), andere an nährstoffarme (oligotrophe) angepaßte dagegen verschwunden.

Aufgrund der Entstehungsweise sind die Teiche als Lebensräume aus zweiter Hand zu bezeichnen. In früheren Jahrhunderten bestand eine große Zahl von Waldweiherketten zusätzlich zu den in der freien Landschaft gelegenen Teichen, wie die heute noch sichtbaren Reste zeigen. Diese Teichflächen dienten vor allem als Reservoir für niederschlagsarme Perioden und zur Bewässerung der Wiesen.

Obwohl in der Umgangssprache die Begriffe Teich und Weiher gleichbedeutend verwendet werden, handelt es sich bei der überwiegenden Zahl der Fischgewässer um Teiche, ein künstliches Wasserbecken mit regulierbaren Zu- und Abfluß (Mönch) so daß zeitweise Trockenlegung möglich ist, und das die Größe eines Weihers, eines größeren stehenden Gewässers, dem im

Gegensatz zum See die lichtlose Tiefenregion fehlt, umfaßt, so daß der Grund vollständig mit Pflanzen bewachsen sein kann (Tischler 1975).

Vor allem ältere Teichanlagen werden jedoch nicht durch Mönche, sondern zu 75% durch Holzschlegel angestaut, die nur sehr begrenzt Veränderungen der Stauhöhe zulassen. In den letzten Jahren wurden allgemein und im Aischgrund vermehrt (Kaufmann 1976) im Rahmen von Förderprogrammen (sogenannte Teichbau-Jahresprogramme) neue Teiche angelegt bzw. verfallene oder verlandete Teichanlagen wieder instandgesetzt.

Nach dem Stand von 1974 beträgt die Anzahl der Teiche in der Industrieregion Mittelfranken mit den kreisfreien Städten Erlangen, Fürth, Nürnberg und Schwabach, sowie den Landkreisen Erlangen-Höchstadt, Fürth, Nürnberger Land und Roth, 5 770, davon entfallen 4 300 oder 74,5 % auf den Landkreis Erlangen-Höchstadt (Regierung von Mittelfranken 1978). Im Altlandkreis Höchstadt liegt eines der größten geschlossenen Karpfenzuchtgebiete der Bundesrepublik. Die gesamte Teichfläche beträgt ca. 1 500 ha und macht über 6% der landwirtschaftlichen Nutzfläche des ehemaligen Landkreises aus (Scholl 1976).

In der westlich an den Landkreis Erlangen-Höchstadt angrenzenden Region Westmittelfranken mit der kreisfreien Stadt Ansbach und den Landkreisen Ansbach, Neustadt/Aisch - Bad Windsheim und Weißenburg-Gunzenhausen, bestehen lediglich 4 060 Weiheranlagen (Regierung von Mittelfranken 1978), so daß im Landkreis Erlangen-Höchstadt allein mehr Teiche bestehen, als in der benachbarten Region Westmittelfranken.

1.5.2 Wasserversorgung und durchschnittliche Teichflächengröße

Wegen der geringen mittleren jährlichen Niederschlagsmengen in Mittelfranken stehen zur Wasserversorgung der Teiche nur wenig leistungsfähige Vorfluter zur Verfügung. Dazu beträgt die mittlere Niederschlagsmenge während der Sommerhalbjahre, die die Verdunstungsverluste der durchschnittlich lediglich 0,5 - 1 m tiefen und durchschnittlich ca. 0,6 ha großen Teiche (Pleyer mdl.) ausgleichen sollte, nur 350 mm (Müller, D. 1968).

Nach Koch (1976) beträgt jedoch die notwendige Wasserspende für einen 1 ha großen Teich mit durchschnittlich 1 m Tiefe 3 l/sec.

So sind im Aischgrund 20% der Weiher, die durchschnittlich 0,5 - 1 m tief sind, Quell- und Bachteiche mit relativ konstanten Stauhöhen, aber 80% haben keinen ausreichenden ständigen Zufluß oder sind reine Himmelsteiche und hängen damit vom Zufluß nach stärkerem Regen ab.

Die überwiegende Anzahl der Teiche weist also starke Wasserspiegelschwankungen und damit instabile Verhältnisse auf, die eine intensive Teichwirtschaft sehr risikoreich machen und die ökologischen Verhältnisse für manche Amphibienarten in Richtung auf Extrembedingungen verschieben können. Das fördert allerdings das Aufkommen amphibischer Pflanzengesellschaften (Zwergbinsen-, Schlammlings-, Strandlingsgesellschaften). In niederschlagsarmen Jahren liegt oft ein Drittel der Teiche trocken (Müller, D. 1968).

1.5.3 Besatzmaterial

Die vorherrschende Fischart in der mittelfränkischen Weiherlandschaft im Bereich des Aischgrundes ist der Karpfen, der in der speziellen Zuchtform als Aischgründer Spiegelkarpfen besondere

Berühmtheit erlangt hat. Die Produktion von Forellen kann wegen der geringen Verbreitung vernachlässigt werden, ein Resultat der dafür problematischen, weil zu geringen Wasserversorgung der Weiher. Nach Koch (1976) sind 120 l/sec./ha Wasserfläche notwendig, optimal sind größere Wassermengen.

Von ca. 95% der Teichbauern im Bereich des Aischgrundes werden die Teiche als sogenannte Abwachsteiche (nach Koch 1976) genutzt, d.h. es werden zweisömmerige Karpfen (K_2) mit 250 - 500 g Gewicht eingesetzt, die im nächsten Jahr als dreisömmerige 1 250 - 1500 g schwere Speisekarpfen (K_3) abgefischt werden (Gewichtsangaben nach Koch 1976 und Pleyer mdl.).

Nach Koch (1976) beträgt die optimale Besatzdichte 600 K_2 /ha bei Fischen mit einem Stückgewicht von 250 g, in der Praxis würden auch oft Besatzdichten von 800 - 900 K_2 /ha bei einer Verlustrate von 5% vorkommen. Nach Pleyer (mdl.) kann die Besatzdichte bei K_2 im Aischgrund 2000 Stück/ha betragen.

Der Teichtyp des Vorstreckteiches, eines kleinen bis mittelgroßen, flachen Teiches, in dem sich die K_0 (bis zu wenigen Wochen alte Karpfen) nur wenige Wochen bei reichstem Nahrungsangebot aufhalten, ist im hiesigen Gebiet wegen der dabei entstehenden enormen Schwierigkeiten (ca. 50 - 60% Ausfälle werden von Koch 1976 angegeben) und der dafür erforderlichen, seltenen Winterungsteiche nur sehr wenig verbreitet. Und damit ist zwischen dem Bedarf an Vorstreckbrut und K_2 eine enorme Lücke, die durch Importe z.B. aus ost- und südosteuropäischen Ländern gedeckt wird.

In den auch als Brutstreckteichen bezeichneten Winterungen mit einer Tiefe von 1,50 - 1,80 m werden die K_v vom Juli bis zum

nächsten Frühjahr gehalten und werden dann als K_1 , d.h. Brut oder einsömmerige Karpfen bezeichnet. Dabei kann mit 30% Verlust gerechnet werden (Koch 1976).

In den Streckteichen, die i.d.R. im Winter trocken liegen, wachsen K_1 zu Setzlingen oder K_2 ab.

Nach Pleyer (mdl.) bewegt sich die Stückzahl der eingesetzten K_1 in der Größenordnung von ca. 10 000 Stück/ha. Wenn die Satzkarpfen nach der Herbstfischung in die Winterteiche umgesetzt werden, kommt es gerade in der empfindlichsten Jahresklasse (K_1) zu größeren Verlusten. Als normale Verluste werden 15 - 20% des Besatzmaterials angesehen, nicht selten können die Verluste auch 50% betragen.

Grundsätzlich werden die Teiche v.a. aus seuchenbiologischen Erwägungen heraus nur mit einem Jahrgang besetzt (Koch 1976).

Andere Fischarten werden relativ selten eingesetzt. Dazu gehören Schleien, die als Köderfisch für Angler, nicht als Speiseschleie gezogen werden. Wegen des hohen erzielbaren Preises werden zunehmend Hechte eingesetzt. Diese werden auch in Karpfenteiche mit wesentlich größeren Karpfen (K_2) eingesetzt, um die Zahl der ökonomisch unbrauchbaren Nebenfische wie etwa Moderlieschen, Gründling, Bitterling und Stichling möglichst klein zu halten (Kaufmann 1976, Koch 1976). Nur sehr selten werden Zander gezogen.

Über die Auswirkungen des Fischbesatzes auf Anurenpopulationen gibt Müller (1968) an, daß die Fischarten der Familien Salmonidae (Lachsartige), Esocidae (Hechte) und Percidae (Barsche) potentielle Feinde darstellen.

1.5.4 Betriebsstruktur

Einen wesentlichen Anhaltspunkt für die Intensität der Weiherbewirtschaftung gibt eine Betrachtung der Betriebsstruktur.

Im Landkreis Erlangen-Höchstadt bestehen unter 10 Haupterwerbsbetriebe. Diese geringe Zahl von Haupterwerbsbetrieben ist auch in anderen Landkreisen Mittelfrankens mit Teichwirtschaften anzutreffen, während allgemein über 90% der Teiche im Nebenerwerb bewirtschaftet werden. Als Nebenerwerbsbetriebe werden in der Teichwirtschaft alle Betriebe unter 15 ha gerechnet (Koch 1976). Die Betriebe vermarkten im Aischgrund und im Regnitzbecken meist die erzielte Fischproduktion selbst. Oft bestimmt der Bedarf an Karpfen, den die traditionell belieferte Gastwirtschaft hat, den Zeitpunkt des Abfischens.

Wegen der daher allgemein geringen Bewirtschaftungsintensität können sich Verlandungs- und Schwimmblattgesellschaften an den meisten Teichen zu biologisch hochwirksamen Strukturen entwickeln.

Wegen der Nähe der Teiche im Bereich des Aischgrundes zum Ballungsraum Nürnberg-Fürth-Erlangen und wegen der schlechten Wasserqualität der Fließgewässer werden diese zunehmend an Sportangler verpachtet, die die Teiche relativ intensiv ohne ökonomische Zwänge bearbeiten, z.B. wiederholtes Mähen der Dämme, Beseitigung der Schwimmblattvegetation und der Verlandungszonen, und gleichzeitig u.a. verhältnismäßig große Fische einsetzen.

1.5.5 Bewirtschaftungsmaßnahmen

Zur Erhaltung der Produktivität eines Teiches sind eine Reihe von Bewirtschaftungsmaßnahmen erforderlich, die unterschiedliche Auswirkungen auf die ökologischen Systeme zeitigen.

Zunächst einmal findet man im Aischgrund sämtliche Übergänge von eutrophen bis oligotrophen Teichen. Um die Produktivität des Teiches zu erhöhen, werden die Teiche bereits im Winterhalbjahr mit Mist, der auf die Eisdecke oder direkt am Teichrand abgeladen wird, gedüngt. Häufiger wird mit Jauche oder Gülle, seltener Thomasmehl bzw. Superphosphat gedüngt. Im allgemeinen bildet sich auf sandigen Böden die erstrebte fruchtbare, 5 - 7 cm dicke Schlammschicht, die die eigentliche Produktionsschicht des Teiches darstellt, nur sehr schwer und muß daher mit organischen Teilchen wie Mist angereichert werden.

Die Schlammschicht muß aus der Sicht des Teichwirtes durch ständiges Trockenlegen und Kalken funktionstüchtig bleiben. Dazu wird Branntkalk verwendet, der hauptsächlich zur Mineralisation eines Teiles der am Teichboden abgelagerten Massen (z.B. Vegetationsreste) dient. Die zur Aktivierung des Teichbodens notwendige Branntkalkmenge hängt von der Dicke und Aktivität der Schlammschicht ab. Wirksame Kalkgaben liegen zwischen 250 - 750 kg/ha bei 85% CaO im Kalk, wobei jedoch zu berücksichtigen ist, daß Setzlinge bereits bei pH 5,5 entscheidend geschädigt werden. Allgemein wird gebrannter Kalk verwendet (Koch 1976). Der Einsatz von Branntkalk und die Düngung der Teiche werden hier zwischen Mitte März und Anfang Mai durchgeführt. Zur Bekämpfung der Kiemenfäule kann das Ausbringen von Kalk auch im Frühsommer (Juni/Juli) oder sogar das Ablassen notwendig werden.

Die bewirtschafteten Teiche unterliegen ständigen Veränderungen, um den Umfang der sogenannten "produktiven" Wasserfläche gegenüber den ständig zunehmenden Verlandungsbereichen, die sich bei den im eutrophen Bereich einzuordnenden Nährstoffverhältnissen schnell entwickeln können. Die Entlandungen werden üblicherweise jeweils nach 3 - 5 Jahren an intensiv bewirtschafteten und an extensiv bewirtschafteten Fischteichen in wesentlich größeren Zeitab-

ständen wiederholt und Mitte März, spätestens bis Ende März abgeschlossen, um die Frühjahrsniederschläge zum Anstau, dem sogenannten Besspannen der Fischteiche zu nutzen. Neben den Totalentlandungen, die oft mit dem Neubau eines Mönches als Ersatz des Weihereschlegels, der Vorrichtung zum Entleeren des Teiches und einer Absteilung der Böschungen verbunden wird, werden auch partielle Entlandungen durchgeführt. Dabei wird nicht die gesamte Ufervegetation beseitigt, die eine gewisse Funktion zur Sicherung der Dämme besitzt. Gleichzeitig werden so die pflanzlichen Strukturen, die für die Befestigung der Laichschnüre und die Kammerung des Gewässers wichtig sind, erhalten.

Mit den Entlandungsmaßnahmen mit Hilfe der zur Verfügung stehenden Großmaschinen ist im Gegensatz zu den Verhältnissen vor Jahrzehnten eine wesentliche Veränderung der Böschungswinkel, Stauhöhen und auch der Weiherflächenverteilung durch die immer wieder zu beobachtende Zusammenlegung der ökonomisch wertloseren, aber für Amphibien ökologisch umso wertvolleren kleinen Randweiher zu größeren Teichflächen verbunden. Dadurch werden die Lebensmöglichkeiten der Amphibienarten durch die fortschreitende Verringerung der für ihre Ansprüche wahrscheinlich produktiveren Strukturen in den leicht erwärmbaren Bereichen der Weiher (z.B. geringe Böschungswinkel) entscheidend eingeschränkt. Gleichzeitig wird bevorzugt das anfallende Aushubmaterial in den wertvollen Feucht- und Naßflächen im Kontaktbereich der Teichdämme abgelagert. Neben der weiteren Verringerung der für die Braunfroscharten so wichtigen Flächen mit hohem Grundwasserstand werden insbesondere Standorte gefährdeter Pflanzenarten der Feuchtgebiete vernichtet. Gegenüber den oben angegebenen, allgemein üblichen Zeitpunkten für die verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen können im Einzelfall erhebliche Abweichungen beobachtet werden (z.B. Notabfischen bei Sauerstoffmangel, Bekämpfung von Fischseuchen usw.).

Die wichtigsten Bewirtschaftungsmaßnahmen, die im Beobachtungszeitraum im Untersuchungsgebiet vorgenommen wurden, betrafen folgende Maßnahmen:

spätes Bespannen während der Anwanderungszeit,

Totalentlandung der meisten Teiche im Untersuchungszeitraum, so daß eine quasi experimentelle Situation entstanden ist.

Auf die Auswirkungen wird später zurückzukommen sein.

1.5.6 Amphibienfauna und Teichwirtschaft

Allgemein dürften bei den Teichbauern große Wissenslücken über die tatsächliche Bedeutung bestehen, die die Fischteiche für die Amphibien und ihren Artenschutz überhaupt besitzen. Zumindest in den verbreiteten Teichwirtschaftslehrbüchern (z.B. Koch 1976, Hofmann 1967) werden die Amphibien als nicht zu dulddende Nahrungskonkurrenten im Fischweiher pauschal abqualifiziert.

Eine gezielte und direkte Bekämpfung der Amphibien wird aber dennoch der Ausnahmefall bleiben, denn nur wenige Teichwirte können die einzelnen Amphibienarten und ihre Laichformen über die Grünfrösche und den Laubfrosch hinaus bestimmen bzw. bemerken deren Aufenthalt in den Laichgewässern überhaupt. Nachgewiesen ist jedoch im Regnitzbecken eine gezielte Bekämpfung laichwilliger und während dieser Zeit tagaktiver Erdkröten und das leider immer wieder zu beobachtende Herauswerfen der auffallenden Laichballen des Grasfrosches.

Wie die flächendeckenden Amphibienbestandsaufnahmen im Regnitzbecken (Blab 1973, Stöcklein 1973) und im Mohrweihergebiet (Kaufmann 1976, Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977) zeigten, kommt den Fischteichen eine wesentliche Funktion als Existenzgrundlage für die Mehrzahl der Amphibienarten zu.

Wegen der geringen Verbreitung von Kleingewässern besiedeln einzelne Amphibienarten auch die Teiche als Ausweichstandorte, d.h. einen sicher suboptimalen Lebensraum (z.B. vereinzelte Vorkommen der Kreuzkröte in Teichen, Grasfroschlaichplätze in Teichen, die an Bruchwaldreste angrenzen). Einen Überblick über die Laichplatzwahl und die Verbreitungssituation der Amphibien am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft gibt die folgende Abb. 6 und die Tabelle, S. 44 .

Wie bereits erwähnt, wurde bei der Anlage der Fischteiche vor Jahrhunderten der ursprünglich vorhandene Erlenbruchwald seit dem Mittelalter bis auf heute nur noch sehr spärliche Reste ersetzt (Schöl 1976). Es ist zu vermuten, daß dadurch insbesondere der Lebensraum der Braunfroscharten wesentlich eingeengt wurde. Damit ist mit Sicherheit der Lebensraum des Grasfrosches sehr stark eingeschränkt worden. Über die Einflüsse auf die Verbreitung des Moorfrosches ist zu wenig bekannt. Sicher ist, daß die Vorkommen und die Populationsgröße in den letzten 10 Jahren katastrophal geschrumpft sind. Der Fortbestand dieser Art muß im Untersuchungsgebiet sehr pessimistisch beurteilt werden.

Noch Heilingbrunner (1958) vermerkt, daß Moorfrösche an den Dechsendorfer Weihern ebenso häufig zu sein scheinen wie Grasfrösche. Dieses Vorkommen ist mit der illegalen Beseitigung der Vegetationszonierung des Kleinen Bischofsweihers mit Sicherheit irreversibel zerstört worden.

Die Bedeutung umfangreicher Teichkomplexe für die Amphibienfauna kann grundsätzlich nicht nach der Anzahl der Teiche bemessen werden. Es hat sich gezeigt, daß die Amphibien kaum über die randlich gelegenen Weiher in das Innere dieser Komplexe vordringen

ZUR LAGPLATZWahl DER AMPHEN AM RANDE DER MITT-FRANKISCHEN WEIDENLANDSCHAFT - LACHWEGE N TIEDEN

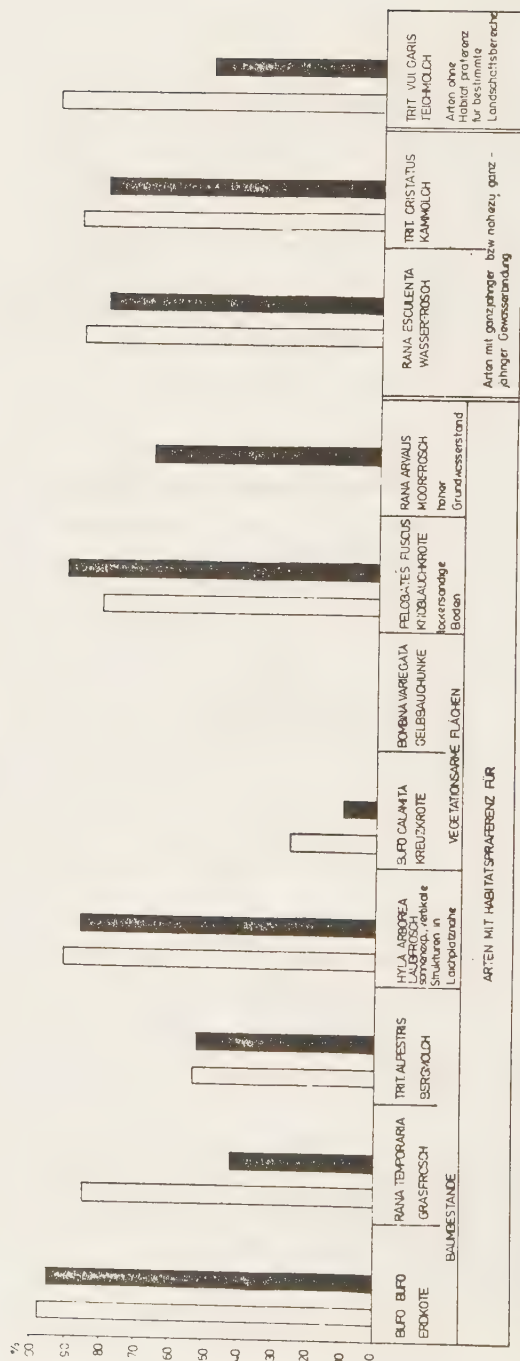


Abb. 6

(siehe die wichtige Arbeit von Kaufmann 1976) und die meist an Vegetationsstrukturen reicheren, flacheren und kleineren Randweiher die höchsten Artenzahlen aufweisen.

Ausgedehnte Teichgebiete mit einem großen Angebot an Laichplätzen und Lebensräumen nützen nur wenigen Amphibienarten, besonders "Wasserfrosch", auch Laubfrosch, Teich- und Kammolch (Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977).

Es ist in diesem Zusammenhang auch anzumerken, daß ornithologisch und jagdlich produktive Teichflächen für Amphibien eine sehr viel geringere Bedeutung aufweisen (Scholl 1976).

Laichplatzwahl der Amphibienarten im Regnitzbecken
und im Mohrweihergebiet :

(nach Blab 1973, Stöcklein 1973, Kaufmann 1976,
Scholl 1976)

Art	Stetigkeit (Prozent-Anteil der Laichgewässer an der Gesamtzahl der Wasserstellen)	
	Regnitzbecken	Mohrweihergebiet
"Wasserfrosch" (<i>Rana esculenta</i>)	82,1 %	98,9 %
Teichmolch (<i>Triturus vulgaris</i>)	56,2 %	9,9 %
Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>)	32,4 %	18,1 %
Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>)	28,8 %	4,1 %
Knoblauchkröte (<i>Pelobates fuscus</i>)	27,4 %	5,8 %
Kreuzkröte (<i>Bufo calamita</i>)	16,8 %	1,4 %
Bergmolch (<i>Triturus alpestris</i>)	15,5 %	0,7 %
Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>)	11,3 %	5,0 %
Kammolch (<i>Triturus cristatus</i>)	5,3 %	5,8 %
Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	5,0 %	0,0 %
Moorfrosch (<i>Rana arvalis</i>)	1,2 %	1,1 %

Im Regnitzbecken wurden 336 Wasserstellen und im Mohrweihergebiet 554 Wasserstellen untersucht (Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977). Es kann nach den teilweise nur stichprobenhaft durchgeführten Nachkontrollen an den kartierten Laichgewässern davon ausgegangen werden, daß sich die Verbreitungssituation in den letzten Jahren nicht wesentlich geändert hat, wohl ganz im Gegensatz zu den Angaben aus anderen Bundesländern (z.B. Wilkens 1979, Müller 1976, Lemmel 1977). Gleichzeitig trat auch keine Änderung in der Gefährdungssituation der hochgradig bedrohten Art Moorfrosch (*Rana arvalis*) ein. Durch die verstärkte staatliche Förderung der Entlandungs- und Neubaumaßnahmen im Rahmen des zunächst bis 1983 laufenden sogenannten EG-Teichbauprogrammes dürften insbesondere für diese Art weitere negative Veränderungen des nur noch kleinflächig in der Kulturlandschaft vorhandenen Habitats in den nächsten Jahren zu erwarten sein.

Der Untersuchungsaufwand allein für diese qualitative Groberfassung betrug ca. 30 Begehungen pro Wasserstelle. Dies soll in diesem Zusammenhang erwähnt werden, um allzu optimistische Erwartungen für großflächige Schnellkartierungsvorhaben erheblich zu dämpfen.

1.6 Einordnung, Funktion, Verlauf und Charakteristika der Migrationsaktivitäten

Für 18 der 19 einheimischen Amphibienarten - die Amphibienart Alpensalamander (*Salamandra atra*) ist lebendgebärend - bilden die periodisch - saisonalen Migrationen wegen des wassergebundenen Larvalstadiums einen integralen Bestandteil des Fortpflanzungsverhaltens. Da die Mehrzahl der einheimischen Amphibienarten die überwiegende Zeit des Jahres an Land in unterschiedlichen Entfernungen mit maximal mehreren Kilometern (3km bei Erdkröten, Blab 1978, Heusser 1968 b) lebt und die Laichgewässer - bei art- und teilweise

auch geschlechtsspezifisch sehr unterschiedlicher Verweildauer - lediglich zum Ablaichen aufsucht, ist eine enge Beziehung der saisonalen Wanderungen zur Fortpflanzung anzunehmen (Blab 1978). Methodisch bedeutet gleichzeitig die saisonale Konzentration der laichwilligen Amphibien während der Laichzeit an den Laichgewässern für die erstmalige oder wiederholte systematische Untersuchung der Amphibienbestände eines Landschaftsraumes eine wesentliche Verringerung des sonst dafür erforderlichen Arbeitsaufwandes, wenn man die teilweise großräumigen Areale der einzelnen Amphibienpopulationen - nach Art unterschiedlich - betrachtet.

Die zur Erhaltung der Bestände erforderlichen Wanderungsbewegungen führen bei Amphibienarten mit umfangreichen Jahreslebensräumen (Blab 1979 b) zu erheblichen Gefährdungen.

In den letzten Jahren hat die Problematik der wandernden Amphibienarten in unserer Kulturlandschaft, die nur noch wenige durch Verkehrstrassen nicht zerschnittene Räume aufweist, in der Öffentlichkeit zunehmende Aufmerksamkeit gefunden.

Bereits vor Jahren wurde in der Schweiz von Heusser (1968a, 1972, sowie Meisterhans und Heusser 1970) auf die Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen hingewiesen und die praktische Durchführung dargestellt. Nach dem Schweizer Vorbild wurden in Bayern in den letzten Jahren modellhafte Lösungen zur Sicherung der Wanderwege in Form einer Kombination von niederen Zaun-Konstruktionen und Unterführungen bei Forchheim, Murnau und Bad Tölz (Riess 1977) errichtet.

Eine summarische Würdigung des Komplexes Tierwelt und Straße wurde durch das Institut für Naturschutz und Tierökologie (1977), Bundes-

forschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie Bonn, erarbeitet.

Um die bei einigen Amphibienarten bestandsbedrohende Entwicklung aufzuhalten, können nur genaue praxisorientierte Analysen der periodisch-saisonal ablaufenden Wanderaktivitäten der Amphibien als Grundlage der notwendigen Schutzmaßnahmen im Rahmen von Artenschutzprogrammen herangezogen werden. Diese können erst dann vollständig zum Tragen kommen, wenn möglichst an allen Stationen des Jahreszyklus (Laichgewässer, Wanderwege, Sommer- und Winterquartiere) gleichermaßen Sicherungsmaßnahmen (Flächenschutz, ökologisch und nicht ökonomisch orientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen usw.) durchgesetzt werden können. Allgemein sind Tierwanderungen Standortwechsel von Tierpopulationen, die sowohl ökologische als auch genetische Ursachen besitzen.

"Ökologisch" ist dieser jahreszeitliche Ökosystem - oder Regionenwechsel nicht nur für die wandernde Art, sondern auch für das jeweils als Standort dienende Ökosystem von großer Bedeutung (Müller 1977).

Haarmann (1978) stellt die Amphibienwanderungen zum Typ der Fortpflanzungswanderungen, obwohl nach den Untersuchungen von Blab (1978) bei den nahezu ganzjährig wasserlebenden Spezies (Kammolch, See- und Wasserfrosch, Rot- und Gelbbauchunke) regelmäßig und bei den vorwiegend landlebenden Arten Gras- und Springfrosch sporadisch auch nicht geschlechtsreife Jungtiere mit derselben phänologischen Einbindung wie die Adulten am Zug teilnehmen, so daß es fraglich ist, ob die Laichwanderung a priori zum Funktionskreis Fortpflanzung zählt. Im Untersuchungszeitraum konnte dies für die Arten Kammolch, Teichmolch, "Wasserfrosch", Grasfrosch und Knoblauchkröte sowohl im Bereich von isolierten Gewässern als

auch von Teichketten oder Teichkomplexen bestätigt werden.

Eine differenzierte Einordnung der Amphibienmigrationen erscheint auch deshalb erforderlich, weil bei den an Land sich paarenden Arten Geburtshelferkröte und Feuersalamander nur die Männchen (Geburtshelferkröte) bzw. die Weibchen (Feuersalamander) Wasserstellen zum Absetzen des Laichs bzw. der larvalen Jungtiere aufsuchen (Blab 1978).

In der Praxis verwertbare konkrete Angaben zur Phänologie und zum Zeitsystem, sowie zur Funktion der Wanderungen einheimischer Amphibienarten, liegen inzwischen von folgenden Arten vor (Nomenklatur und Systematik nach Arnold und Burton 1979, sowie Mertens und Wermuth 1960):

Feuersalamander (*Salamandra salamandra*): Blab (1978, 1979 a)

Gattung Triturus (Kamm-, Berg-, Teich- und Fadenmolch: Blab(1978, 1979 a)

Gelbbauchunke (*Bombina variegata*): Blab (1978, 1979a)

Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*): Blab (1978, 1979 a)

Erdkröte (*Bufo bufo*): Die methodisch grundlegenden Arbeiten von Heusser (1958, 1960, 1963, 1968 b - e, 1969 a, b), Meisterhans und Heusser (1970), Buschinger, Gruber, Mitze und Verbeek (1970), Kleinstauber (1964), Jungfer (1943, 1951), Savage (1934).

Kreuzkröte (*Bufo calamita*): Flindt und Hemmer (1968)

Wechselkröte (*Bufo viridis*): Flindt und Hemmer (1968)

Grasfrosch (*Rana temporaria*): Blab (1978, 1979 a), Heusser (1970), Geisselmann, Flindt und Hemmer (1971), Oldham (1963), Savage (1935, 1961).

Springfrosch (*Rana dalmatina*): Blab (1978, 1979 a)

"Wasserfrosch" (*Rana esculenta*): Blab 1978, 1979 a).

Da nach den von Berger (1970, 1969, 1968, 1966), Günther (1973, 1970, 1969), Tunner (1973, 1970), Blankenhorn et alii (1971 und Engelmann (1972, 1973) vorgelegten Befunden als gesichert angesehen werden darf, daß der Wasserfrosch ("Rana esculenta") eine Hybridform darstellt, die ursprünglich auf Bastardierungen zwischen *Rana ridibunda* (Seefrosch) und *Rana lessonae* (kleiner Wasserfrosch) zurückgeht (Günther 1974), wird die Bezeichnung "Wasserfrosch - *Rana esculenta*" auf Vorschlag von Günther (1973) im folgenden in Anführungszeichen gesetzt.

Im übrigen zeigten die Freilanduntersuchungen und die Kreuzungsexperimente von Günther (1973), daß Frösche des "esculenta"-Phänotyps aus folgenden reziproken Kreuzungen hervorgehen können:

1. *lessonae* x *ridibunda*
2. *lessonae* x "esculenta"
3. "esculenta" x *ridibunda*
4. "esculenta" x "esculenta".

Hinter der mit der Bezeichnung "*Rana esculenta*" zusammengefaßten Froschgruppe verbirgt sich also keine biologische Art im Sinne der modernen Evolutionsbiologie. Ebenso sind *lessonae* und *ridibunda* keine "normalen" Spezies (Günther 1974). Für Freilanduntersuchungen ist die Feststellung von Tunner (mdl.) in diesem Zusammenhang wesentlich, daß Frösche des "esculenta"-Phänotyps eindeutig nur durch Serum-Untersuchungen im Labor unterschieden werden können.

Ergänzende Angaben zu den vorliegenden Daten unter besonderer Berücksichtigung der örtlichen Bedingungen der anthropogen stark beeinflussten Lebensräume am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft werden im folgenden für die Arten Teichmolch, "Wasserfrosch" und Kreuzkröte dargestellt.

Die bisher relativ geringen Kenntnisse über die Wanderungsaktivitäten sowie die Autökologie der Knoblauchkröte und des Seefrosches, der das Untersuchungsgebiet bei Möhrendorf nach den Angaben der Teichwirte nicht als autochthone Population besiedelt, sondern zusammen mit den Satzfishen in relativ geringen Stückzahlen eingeschleppt wurde, sollen durch die folgenden Untersuchungsergebnisse im Hinblick auf die praxisorientierten Erfordernisse des Amphibienartenschutzes in der mittelfränkischen Teichlandschaft erweitert werden.

1.6.1 Mechanismen der Ortswechselorientierung

Eine Untersuchung des Raum-Zeitverhaltens der Amphibienpopulationen und den damit korrelierten Migrationsaktivitäten führt zwangsläufig zu einer Beschäftigung mit Fragen der Ortswechselorientierung und ihren Mechanismen.

Für die meisten einheimischen Arten liegt hier bisher kaum Material vor, obwohl die Kenntnis dieser Fragen größte Bedeutung für praktische Artenschutzmaßnahmen z.B. bei der Sicherung von Amphibienwanderwegen, sowie bei der Schaffung von Ersatzlaichplätzen (Fragen der Prägung auf den Geburtsort, Einfluß von Landschaftsbestandteilen, wie Waldkulissen als Orientierungsmittel usw.) besitzt.

Eine umfangreiche Zusammenstellung der Untersuchungen zur Orientierung von Amphibien wurde von Heusser (1963, 1969) und auch von Kleinstaub (1964) unter besonderer Berücksichtigung der Erdkröte, sowie von Stadler (1975) erarbeitet.

Die Orientierungsmechanismen der gerichteten Fluchtbewegung bei Erdkrötenlarven untersuchten Volkamer (1973) und Weixelbaum (1973). Eine umfassende Würdigung der Fragen, die das Orientierungsverhalten der Amphibien aufwirft, ist bisher jedoch nicht möglich. Auch

liegen vergleichende Untersuchungen an anderen einheimischen Arten noch nicht vor.

2. Spezieller Teil

2.1 Phänologie und Ökologie der Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*)

Im Vergleich mit den anderen einheimischen Amphibienarten liegen zur Phänologie und Ökologie der Knoblauchkröte in der Literatur bisher überraschend wenige Daten vor. Diese Angaben weisen erhebliche Lücken vor allem in den Bereichen auf, die für den praxis- und projektorientierten Amphibienartenschutz grundlegende Bedeutung besitzen: z.B. Populationsgröße, Populationsdynamik, Arealgröße, Strukturansprüche im Laichhabitat, Reaktion auf Strukturveränderungen, Aufenthaltsdauer im Laichgewässer usw.

Eingehendere Untersuchungen erschienen daher vor allem wegen der gefährdeten Bestandssituation dieser Art in Bayern (Bayer. Landesamt für Umweltschutz 1976) und auch in der Bundesrepublik Deutschland (Blab und Nowak 1976) erforderlich. Eine flächendeckende Bestandsaufnahme des Verbreitungsmusters der Knoblauchkröte im Regnitzbecken und im Mohrweihergebiet liegt bereits vor (Blab 1973, Stöcklein 1973, Kaufmann 1976, Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977).

Diese Untersuchungen ermöglichten einen vergleichenden Überblick über die Lebensraumansprüche dieses Krötenfrosches als insgesamt fünfthäufigste Amphibienart im Regnitzbecken (zum Verbreitungsmuster im Regnitzbecken Abb. 7). Auf der Grundlage dieser Kartierungen wurde die Probefläche an der Hörbachweiherkette bei Möhrendorf ausgewählt.

Für die Wahl dieser Probefläche waren mehrere Gründe ausschlaggebend:

- die Hörbachweiherkette liegt nach den Untersuchungen von Blab (1973) im Verbreitungsschwerpunkt der Knoblauchkröte im Regnitzbecken (mit Abstand häufigste Amphibienart in den baumfreien Äckern des Unteren und Mittleren Buntsandsteins im Raum Büchenbach - Kosbach - Möhrendorf)

- alle Einzelteiche dieser Weiherkette grenzen unmittelbar an ackerbaulich genutzte Flächen mit lockeren sandigen Böden an. Aufgrund dieser überwiegend linearen Anordnung der Teiche kommen die bereits erwähnten, von Kaufmann (1976) beobachteten, die Verbreitungsdichte verringernden Effekte wie in Teichkomplexen nicht zum Tragen
- an der Hörbachweiherkette befindet sich die umfangreichste Kolonie rufender Knoblauchkröten im Regnitzbecken zwischen Erlangen und Forchheim. Es konnte daher mit genügend großen Populationen zur Durchführung quantitativer Untersuchungen gerechnet werden.
- Die Teiche der Hörbachweiherkette stellen einen typischen Laichbiotop der Knoblauchkröte im Regnitzbecken dar.
Nach der flächendeckenden Amphibienbestandsaufnahme im Regnitzbecken (Erlanger Raum - Abb. 6) besitzen Teiche einen Anteil von 89% an der Gesamtzahl der untersuchten Laichgewässer.

Im folgenden sollen neben den Untersuchungsergebnissen auch allgemeine bereits vorliegende Angaben zur Phänologie und Ökologie der Knoblauchkröte im Hinblick auf die daraus resultierenden erforderlichen Maßnahmen des Amphibienartenschutzes dargestellt werden.

2.1.1 Nomenklatur

Für die systematische Einordnung der Amphibien- und Reptilienarten Europas kann die Auflistung von Arnold und Burton 1979, sowie von Mertens und Wermuth (1960) als grundlegend bezeichnet werden.

Bei der Durchsicht älterer Literatur über die Knoblauchkröte fiel auf, daß unterschiedliche Bezeichnungen für diese Art verwendet wurden. Dürigen (1897) hat dieses Synonyma zusammengestellt:

Bufo aquaticus maculis fuscis, Rösel 1758

Bufo fuscus, Laurenti 1768

Rana vespertina, Pallas 1771

Rana fusca, Meyer 1795

Bufo vespertinus, Schneider 1799

Rana alliacea, Shaw 1802

Rana scorodesma, Hermann 1804

Bombinator fuscus, Fitzinger 1826

Bombina marmorata, Sturm 1828

Pelobates fuscus, Wagler 1830

Bombina fusca, Hahn 1831

Cultripipes minor, J. Müller 1832

Pelobates insubricus, Cornalia 1873

Pelobates latifrons, Heron Royer 1888

Es wurde für notwendig erachtet, die einzelnen Synonyma anzuführen, weil in älteren Literaturangaben, die zur Beurteilung der Verbreitungsdynamik der Knoblauchkröte unter den Aspekten des Artenschutzes unbedingt herangezogen werden müssen (falls vorhanden), diese Bezeichnungen weitgehend parallel verwendet werden.

2.1.2 Verbreitung

Auf der Grundlage einer Gitternetzkarte (2712 10 x 10 km - Raster-einheiten) der Bundesrepublik Deutschland mit UTM-Projektion wurde von Müller (1976) der Versuch einer ersten und vorläufigen Darstellung der Gesamtverbreitung der Knoblauchkröte unternommen. Bei der heimlichen und versteckten Lebensweise dieser Art ist die Erfassung der Gesamtverbreitung schwierig und daher noch lange nicht abgeschlossen. So ist in der vorliegenden Darstellung die Verbreitung der Knoblauchkröte im Regnitzbecken und im Mohrweihergebiet (Blab 1973, Stöcklein 1973, Kaufmann 1976, Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977) nicht enthalten. Es wäre wünschenswert, wenn eine

regelmäßige Fortschreibung derartiger Kartenwerke erfolgen würde, nachdem auch schwer zugängliche Literaturdaten ausgewertet wurden.

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, daß diese Art meistens übersehen wurde und wohl in einigen optimalen Verbreitungsgebieten häufiger ist, als bisher angenommen wurde, wie auch vorliegende Literaturhinweise vermuten lassen (Schröder 1973, Cochran 1970, Frommhold 1952, Sternfeld 1912).

Eine vorbildliche flächendeckende Kartierung der Amphibien- und Reptilienvorkommen (einschließlich der Knoblauchkröte) Niedersachsens, Bremens und der südlich der Elbe gelegenen Teile von Hamburg nach der Methode der Meßtischblatt (Top.-Karte M 1:25000) - Viertel-Rasterkartierung legte Lemmel (1977) als Grundlage für ein Schutzprogramm vor. Auch in Niedersachsen ist das Beobachtungsmaterial recht spärlich, weil die Knoblauchkröte leicht übersehen wird, doch vermutet Lemmel (1977), daß die Art in der Tiefebene weit verbreitet ist, sowie einerseits im Bergland oberhalb der 100 m - Höhenlinie fehlt und andererseits in tieferen Lagen, wie von Müller (1976) ebenso vermutet, stellenweise häufigster Lurch ist. Grützmann (1975) bestätigt diese Feststellung z.B. für eine Probefläche in Nordost-Niedersachsen.

Nach Gislen (1936) ist großräumig betrachtet das Vorkommen der Knoblauchkröte in Deutschland auf besonders günstige Lebensräume beschränkt und das Verbreitungsgebiet spaltet sich in zahlreiche isolierte Vorkommen auf. Insbesondere die Untersuchungen von Meißner (1973a, b, 1972, 1970) zeigen, daß die Verbreitung dieses Krötenfrosches wegen der extremen Anpassungen in Verhalten, Körperbau und physiologischen Parametern eng mit der Verbreitung eines leichter grabbaren Bodensubstrates korreliert, so daß bevorzugt die sandigen lockeren Böden des Tieflandes besiedelt werden (Lemmel 1977,

Mertens 1971, Hellmich 1965, Jungfer 1954).

Die wesentliche Grundlage für die relativ dichte Verbreitung der Knoblauchkröte im Regnitzgebiet stellen die hohen Flächenanteile waldfreier lockerer Sandböden dar, die der grabenden Lebensweise sehr entgegenkommen. Die Vorkommen der Lämmerkrautgesellschaft (Teesdalia - Arnoseridetum, vgl. Kap. 1.3, S. 20) ein Anzeiger dieser Böden (Nezadal 1975) dürften sich mit den optimalen Verbreitungsarealen der Knoblauchkröte und - bei geeignetem Angebot an Laichgewässern - der Kreuzkröte decken. Die Böden sind in diesen Bereichen durch die vorhandenen Lettenlagen winterfeucht (Nezadal md.) und entsprechen daher den Ansprüchen der vergraben in den Feldern überwinternden (Hecht 1931), nach Beobachtungen im Terrarium auf eine gewisse Bodenfeuchtigkeit angewiesenen Knoblauchkröten.

Eine Übersicht über die Verbreitung der Knoblauchkröte in Bayern ist noch nicht erarbeitet. Aus verschiedenen Hinweisen in der Literatur geht aber hervor, daß das Gebiet um Nürnberg (Freytag 1974, Brehm 1893, Bedriaga 1890, Reider und Hahn 1837) einen Verbreitungsschwerpunkt der Knoblauchkröte darstellt und diese Art im Bamberger Raum häufig verbreitet ist (Heilingbrunner 1958).

Im übrigen wurde die Knoblauchkröte durch Rösel von Rosenhof (1800) bei Nürnberg erstmals wissenschaftlich beschrieben.

Auf die Verbreitung der Knoblauchkröte im Regnitzgebiet verweisen u.a. Hagen (1892), Jaekel (1871)-wie die Beschreibung des Rufes zeigt, liegt wahrscheinlich eine Verwechslung mit der Wechselkröte (*Bufo viridis*) vor-, Küster (1840). Im Rahmen der Amphibienbestandsaufnahmen im Regnitzbecken konnten diese, teilweise lange zurück-

liegenden Angaben bestätigt werden. Insgesamt wurden in 27,4% der untersuchten Gewässer Knoblauchkröten beobachtet, während der entsprechende Wert im Mohrweihergebiet lediglich 5,8% betrug (Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977).

Das Mohrweihergebiet im Zentrum der mittelfränkischen Weiherlandschaft besitzt gegenüber dem Regnitzbecken, das am Rande dieser für Mittelfranken typischen Landschaft liegt, eine wesentlich höhere Wasserstellendichte (22 Gewässer / km² gegenüber 1,6 Naßstellen / km² nach Kaufmann 1976). Weil die Knoblauchkröten kaum in das Innere größerer Teichkomplexe vordringen, zeichnen die Nachweise der Laichgewässer dieser Art die Ränder der Teichkomplexe geradezu nach (Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977).

Als primär unbeabsichtigter Beitrag der weit verbreiteten Teichwirtschaft bieten sich Laichmöglichkeiten für einzelne Amphibienarten in den Teichen als Ersatz für die kaum mehr vorhandenen natürlichen Kleingewässer. Die zahlreichen verstreut liegenden Einzelteiche und Teichketten fördern insbesondere in den tiefer gelegenen Teilen des Regnitzgebietes eine relativ gleichmäßige Verbreitung der Knoblauchkröte (Blab 1973, Stöcklein 1973). Die primär von ökonomischen Erwägungen der Karpfenzucht bestimmte Gestaltung der Teiche entspricht grundsätzlich weitgehend den schematischen Strukturansprüchen (Blab 1978) an das Laichhabitat, da grundsätzlich stabile und tiefe Gewässer besiedelt werden. Die Minimalgröße dieser Laichgewässer kann - wie im Fall des Vorkommens im Reutleser Galgensee vor der Neuanlage 1975 - auch wenige Quadratmeter betragen.

Ausgesprochene Kleinstgewässer, Laichplätze zum Beispiel von Kreuzkröte oder Gelbbauchunke, werden von Knoblauchkröten nur ausnahmsweise (z.B. Röhrach) besiedelt. Bestehen in Sandabbau-

flächen tiefere und stabile Wasserflächen (z.B. bei Buckenhof und das inzwischen erloschene Vorkommen bei Hausen) befinden sich auch in diesen Gewässern vereinzelt jahrelang stabile Laichplätze der Knoblauchkröte.

Selbst bei optimaler Realisierung der erforderlichen Laichplatzstrukturen meiden Knoblauchkröten Gewässer in Waldflächen. Untersuchungen im Raum Frankfurt/Main bestätigen diese Beobachtungen (Rühmekorf 1958a). Dies schließt nicht aus, daß Waldflächen auf den Wanderungen zum und vom Laichgewässer bevorzugt an Straßen oder Wegen entlang durchquert werden. Gewässer, die an Waldflächen angrenzen, werden nur dann als Laichplatz akzeptiert, wenn ein waldfreier breiter Zugangskorridor, wie z.B. südlich von Großdehnsendorf oder an den Tiefenwegweihern bei Möhrendorf vorhanden ist (Blab 1973).

Wendland (1967) beobachtete jedoch im Berliner Raum Laichplätze der Knoblauchkröte auch in Waldflächen. Die Laichgewässer der Knoblauchkröte befinden sich auch in unmittelbarer Siedlungsnähe (südlich von Büchenbach und bei Kleingründlach). Überhaupt scheinen dörfliche Siedlungen von dieser Art durchaus als Habitat genutzt zu werden (Straßenfunde in Niederlindach, Klebheim und u.a. Neuhaus, Scholl mdl.).

Lemmel (1977) gibt an, daß die Laichgewässer warme sonnenexponierte, meist in Wiesengelände eingebettete Tümpel und Teiche sind. Dies trifft für das Regnitzbecken nicht zu. Wie bereits erwähnt, treten massierte Vorkommen in den offenen Ackerlandschaften auf (siehe auch Grützmann 1975).

Eine weitere flächendeckende Kartierung der Vorkommen der Knoblauchkröte führte im Regierungsbezirk Unterfranken Malkmus (1977) durch. Dabei konnten insgesamt nur noch 2 Laichplätze (Tümpel/Teich) in der Maintalaue bei Kahl und Kitzingen mit gefährdeten Restpopula-

tionen nachgewiesen werden.

Die von Bedriaga (1890), Leydig (1881) und Bruch (1861, 1862, 1863) erwähnten Vorkommen sind nach diesem Kartierungsergebnis erloschen.

Aufgrund der Schwierigkeiten bei der großflächigen Erfassung der Knoblauchkröten-Vorkommen dürfte insgesamt in Unterfranken eine höhere Zahl der Vorkommen zu erwarten sein.

Aus Oberfranken ist neben den Angaben zu den Vorkommen bei Bamberg (Heilingbrunner 1958) in der Literatur lediglich noch ein Hinweis auf ein Vorkommen bei Coburg (Brückner 1926) enthalten. Im Rahmen der Amphibienkartierung Oberfranken wurden auch die Vorkommen der Knoblauchkröte in diesen Gebieten in den letzten Jahren überprüft. Eine Zusammenfassung in Form von Verbreitungskarten liegt zur Zeit noch nicht vor. Die bisher vorliegenden Ergebnisse der Amphibienkartierung lassen bereits erkennen, daß die Auffassung von Gislen (1936) zur Aufspaltung der Vorkommen der Knoblauchkröte in isolierte Verbreitungsbereiche, wie z.B. die Nachweise bei Münchberg/Ofr. zeigen (Reichel mdl.), auch für Oberfranken bestätigt werden kann.

Weitere Vorkommen der Knoblauchkröte in Bayern gibt Bedriaga (1890) für die Münchener Umgebung und den Raum Murnau an. Scholl (in lit.) weist auf Vorkommen der Knoblauchkröte im Tertiärhügelland südlich von Regensburg im Bereich der BAB-Trasse A 90 hin.

Auch die Ergebnisse einer vor kurzem durchgeführten Amphibien-Kartierung im Raum München (Gruber mdl.) liegen noch nicht vor. Es ist daher noch nicht möglich, die aktuelle Verbreitungssituation der Knoblauchkröte im Münchner Raum im Vergleich zu den weit. zurückliegenden Angaben von Bedriaga zu beurteilen.

2.1.3 Strukturelle Ansprüche an das Laichhabitat

Im Vergleich mit den strikt die Verbreitung bestimmenden Faktoren Bodensubstrat und der Lage des Laichgewässers außerhalb von Waldflächen reagieren die Individuen gegenüber den strukturellen Vorgaben in den ausschließlich stabilen Laichgewässern relativ plastisch. Unabhängig von bestimmten Pflanzenarten suchen die Weibchen bei der Laichplatzablage nach Möglichkeit vertikale Vegetationsstrukturen zur Aufhängung der dicken kurzen Laichschnur auf. In den meisten Fällen befanden sich diese pflanzlichen Strukturen in teichwirtschaftlich genutzten Laichgewässern ca. 20 - 50 cm vom Gewässerrand entfernt. Hier genügt oft ein einziges Exemplar von Rohrkolben, Kalmus etc. (Scholl mdl.). Bei der im Teichbau allgemein üblichen Böschungsneigung von 1 : 3 ist an den Laichplätzen mit Wassertiefen von 20 - 50 cm zu rechnen, von Aurin (1970) als flache Uferzone stehender Gewässer charakterisiert.

Nicht selten werden zur Aufhängung der grundsätzlich unter der Wasseroberfläche befindlichen Laichschnur auch horizontale Pflanzenstrukturen (z.B. vom Gewässerrand hereinhängende Seggen) herangezogen (z.B. Reutleser Galgensee, Weiher östlich Möhrendorf). Ersatzweise kann auch angetriebenes Material wie Äste diese Funktion übernehmen. Insbesondere in Sandgrubengewässern, die als Laichplätze gewählt wurden, wird besonders deutlich, daß strukturelle Vorgaben teilweise nur in Andeutungen vorhanden sein müssen, um die Laichablage überhaupt zu ermöglichen.

Die periodisch durchgeführten Entlandungsmaßnahmen in Fischteichen stellen daher insoweit eine Beeinträchtigung und Verschlechterung der strukturellen Situation im Laichgewässer dar, als in jedem Fall die pflanzlichen Strukturen als Befestigungsgrundlage für die Laichschnüre verringert werden. Falls ein relativ stark verkrauteter

Teich entlandet wurde, sind jedoch im Normalfall zum Laichzeitpunkt gegen Mitte April bereits wieder genügend pflanzliche Strukturen vorhanden, so daß keine gravierende Beeinträchtigung in dieser Hinsicht eintreten dürfte. Dies gilt auch wegen der grundsätzlich eutrophen Bedingungen in bewirtschafteten Teichen für ursprünglich weniger vegetationsreiche Teiche, weil in einem Teich jeweils nur einige wenige Laichablagestellen beobachtet wurden. Die relativ schnelle Neubesiedelung vegetations- und strukturarmer Gewässer in Sandentnahmestellen oder auch von neu angelegten Klärteichen ein Jahr nach der Anlage (Stichmann, Scheffer und Brinkschulte 1971) weist eindeutig auf die Wertigkeit der Laichplatzschemata hin (Blab 1978):

1. offenes Wasser
2. größere und tiefere, stabile Gewässer
3. Vegetation.

Sinkt die Wassertiefe z.B. während einer niederschlagsarmen Phase in Himmelsweihern oder in der Folge von teichwirtschaftlichen Maßnahmen unter einen Minimalstand von ca. 20 cm vor der Laichzeit ab, unterbleibt die Laichablage der Population, die unabhängig von der Stauhöhe zum Laichplatz bereits Wochen vorher angewandert war. Das bedeutet für die Praxis des Amphibienartenschutzes, daß nur die Sicherung der Fläche der Wasserstelle, ohne gleichzeitig während der Laichperiode die genannte Mindest-Anstauhöhe beizubehalten die Reproduktionsmöglichkeit der betreffenden Population keinesfalls garantiert. Insbesondere der Reproduktionserfolg von Amphibienpopulationen mit Laichplätzen in Himmelsweihern ist im langjährigen Vergleich starken Schwankungen unterworfen und spiegelt sich langfristig in der Altersstruktur der betreffenden Population wieder. Beispielsweise war im Trockenjahr 1976 im Reutleser Galgensee nur kurzzeitig während der Monate März bis Anfang April Wasser vorhanden, so daß eine Laichablage in diesem Jahr unterblieb.

Andererseits werden nichtbespannte Teiche in einer Weiherkette spontan als Laichplatz neu besiedelt, die eine gut ausgebildete Verlandungszonierung aufweisen, wenn der Wasserstand auf mindestens 20 cm Tiefe z.B. aufgrund höherer Niederschlagsmengen noch während der mehrwöchigen Laichzeit angestiegen ist.

Vergleichsbeobachtungen zum Laichzeitpunkt der einzelnen Populationen haben ergeben, daß die Laichablage wie auch bei den anderen Amphibienarten eine mehrwöchige Zeitspanne umfaßt, wobei sogar innerhalb der einzelnen Teilpopulationen Abweichungen auftreten. Dies erscheint deshalb sinnvoll, weil die Wanderaktivitäten zwar grob koordiniert ablaufen, aber Temperaturabfälle vor allem zu Beginn der Anwanderungen für Unterbrechungen sorgen. Die Einflüsse durch den Temperaturverlauf treten zwar mit zunehmender Dauer der Anwanderung und den gleichzeitigen Heranrücken des Soll-Laichablage-Termines merklich in den Hintergrund, verursachen aber alles in allem ein diskontinuierliches Ansteigen der Population in einem Laichgewässer.

Der mit geringen Aktivitäten verbundene Zeitraum zwischen dem Eintreffen am Laichgewässer und dem Laichzeitpunkt, der individuell äußerst verschieden ist, und die sich über eine mehrwöchige Zeitspanne erstreckende Laichzeit dienen wahrscheinlich der Synchronisation der Population im Hinblick auf den grob vorgegebenen Laichtermin und ermöglichen es den Nachzüglern, d.h. Individuen, die ihre Wanderaktivitäten vergleichsweise spät aufgenommen haben, sowie den Individuen, die z.B. innerhalb einer Weiherkette aus unmittelbar benachbarten Gewässern mit Laichplätzen einer weiteren Knoblauchkrötenpopulation erst verspätet in das definitive Laichgewässer einwandern, sich am Laichgeschehen zu beteiligen.

Diese Plastizität des Verhaltens auf Populationsebene ermöglicht es gleichzeitig, selbst Teiche in Teichketten als Laichplatz zu akzep-

tieren, die erst Ende April angestaut wurden. Nach dem Erreichen der Mindest-Anstauhöhe setzte dort sofort das Laichgeschehen ein, obwohl an anderen Laichplätzen bereits einige Wochen zuvor Laichablage beobachtet werden konnte.

Knoblauchkröten sind nur unmittelbar zum populationspezifisch unterschiedlichen Laichablagezeitpunkt tagaktiv und nützen die vorhandene Vegetation in diesem Zeitraum bevorzugt als Tageseinstand, so daß sie auch in diesem Zeitraum relativ schwer zu beobachten sind. Grundsätzlich kann in dieser Phase des Aufenthaltes der Individuen im Laichgewässer eine enge Korrelation zur vorhandenen Vegetationsstruktur festgestellt werden.

Das gleiche gilt grundsätzlich für die Rufperiode: bei vergleichender Betrachtung der einzelnen Laichgewässer fällt zunächst auf, daß die Gewässer mit einem höheren Anteil an pflanzlichen Strukturen und zwar sowohl im Verlandungsbereich als auch im freien Wasser gegenüber vegetationsärmeren Gewässern deutlich kopfstärkere Rufkolonien beherbergen.

Analog zum Verhalten des Laubfrosches reagieren die kopfstarken Rufkolonien der Knoblauchkröte auf Veränderungen der Vegetationsstrukturen, die durch Entlandungsmaßnahmen in bewirtschafteten Teichen hervorgerufen werden. Diese Rufkolonien bilden sich in den vegetationsärmeren Teichen nach der Entlandung nicht mehr.

Wurden die Entlandungsmaßnahmen lediglich an einzelnen benachbarten Teichen, wie 1978 an der Hörbachweiherkette durchgeführt, so daß einzelne strukturreichere Teiche unverändert blieben, konstituieren sich in diesen Teichen kopfstarke Rufkolonien mit einer im Vergleich zu den benachbarten strukturärmeren Laichgewässern längeren Rufperiode. Voraussetzung dafür ist jedoch die unmittelbare Nähe der

verschieden strukturierten Laichgewässer, wie dies in Teichketten oder Weiherkomplexen der Fall ist.

Vergleichsbeobachtungen an den Laichhabitaten der Knoblauchkröte in Sandentnahmestellen bestätigen die Bedeutung der Vegetationsstrukturen für das Zustandekommen größerer Rufkolonien. Diese werden vergleichsweise selten beobachtet und umfassen mindestens 10 rufende Individuen auf dem Höhepunkt der Laichperiode gegenüber der sonst anzutreffenden Anzahl von einzelnen (maximal fünf) rufenden Individuen pro kontrolliertem Laichgewässer. Lediglich in älteren Sandentnahmestellen und Fischteichen mit gut ausgebildeten Vegetationsstrukturen in den Laichgewässern bilden sich kopfstärke Rufkolonien (z.B. Sandgrube bei Buckenhof).

Im Gegensatz zu den übrigen rufenden Amphibienarten rufen Knoblauchkröten unter Wasser und verursachen daher bei Bestandsaufnahmen erhebliche methodische Schwierigkeiten. Die rufenden Individuen halten sich in der Nähe des Gewässerrandes meist unter überhängender Vegetation oder in der Verlandungszone auf. Eine deutlich erkennbare Präferenz der einzelnen Ruforte nach den vorhandenen pflanzlichen vertikalen bzw. horizontalen Strukturen im Laichgewässer ist im Normalfall nicht zu erkennen.

Knoblauchkröten weisen eine hohe Plastizität gegenüber den vorhandenen Vegetationsstrukturen während der Rufperiode auf, da lediglich die Funktion der Deckung durch die Vegetation im Vordergrund steht. Das geht soweit, daß sich sogar unter angeschwemmten Treibgut (z.B. Holz, Mähgut), das an den Gewässerrand angetrieben wurde, Rufplätze befinden.

2.1.4 Frühjahrswanderung

Im Untersuchungsgebiet gehört die Knoblauchkröte zusammen mit Teichmolch, Grasfrosch und juvenilen Wasserfröschen zu den Amphibienarten, die bereits im zeitigen Frühjahr die Aktivitäten nach der Überwinterung wieder aufnehmen.

Wegen der relativ ungenauen Erfassungsmethode und den spezifischen jährlich wechselnden Klimaeinflüssen, sowie wegen der großklimatischen Zusammenhänge, differieren die vorliegenden Literaturangaben in diesem Punkt stark. Die Angaben der einzelnen Autoren werden im folgenden - soweit möglich - nach ihrer großräumigen Zuordnung und der klimatischen Begünstigung dieser Bereiche, die einen modifizierenden Einfluß auf die Aktivitäten der Amphibien ausüben und daher letztlich zu differierenden Daten führen, dargestellt.

- Die Untersuchungen von Viertel (1976) im klimatisch begünstigten Rheintal bei Mainz zur Charakterisierung von Amphibienpopulationen im Hinblick auf Anzahl, Larvaldauer und Abhängigkeit der Migrationsrate von Temperatur und Niederschlag ergeben wegen der geringen Zahl erfaßter Individuen der Knoblauchkröte lediglich grobe Anhaltspunkte zum Ablauf der Wanderaktivitäten.

Die Knoblauchkröten wanderten im Frühjahr im März und im April, wobei eine eindeutige Konzentration der Adult-Funde Ende März festgestellt wurde. Interessant erscheint in diesem Zusammenhang die Anmerkung von Viertel (1976), daß alle Anuren außer der Knoblauchkröte in den Wintermonaten wanderten.

- Im klimatisch vergleichbaren Maintal hat Bruch (1862) bei Würzburg schon vom 16. bis 31. März 1861 einzelne Exemplare dieser Art angetroffen.
- Hecht (1931) setzte den Zeitpunkt für das Verlassen der Winterquartiere relativ spät an: vor Mitte Mai beobachtete Hecht bei Frankfurt/Main keine Knoblauchkröte.

- Nach Lemmel (1975) erscheint die Knoblauchkröte bei Hildesheim erst zur Monatswende April/Mai im Laichgewässer
 - Herter (1922) beobachtete bei Berlin Knoblauchkröten in den ersten Apriltagen an großen Tümpeln.
 - An Hand der Untersuchungen von Gewöllresten des Waldkauzes fand Wendland (1967) in Berlin, daß bereits sehr früh im Jahr einzelne Knoblauchkröten nach der Winterruhe an der Bodenoberfläche erscheinen. Die ersten Gewöllfunde mit Knoblauchkrötenresten fand Wendland gewöhnlich Ende Februar. In warmen Wintern verlassen einzelne Knoblauchkröten bereits Ende Januar ihr Winterquartier, wobei die Temperatur 4 Wochen lang mindestens $4 - 6^{\circ}\text{C}$ betragen muß. Wandernde Knoblauchkröten beobachtete Wendland z.B. am 7. März Nach den Gewöllfunden umfaßt die allgemeine Aktivitätszeit der Knoblauchkröte nach Wendland (1967, 1968) April, zum Teil auch schon März bis Ende September, Anfang Oktober. Diese Untersuchungen von Wendland stellen meiner Meinung nach im Vergleich zu den Angaben anderer Autoren sehr exakte Untersuchungsergebnisse zu den Aktivitäten der Knoblauchkröten im zeitigen Frühjahr dar.
- Ein qualitativer Vorkommensnachweis der Knoblauchkröte in der Er-langer Umgebung ist in der Arbeit von Weinrich (1969) enthalten.
- Bedriga (1890) gibt an, daß in Mitteleuropa die Knoblauchkröten aus ihrem "Todtenschlummer" in der zweiten Hälfte März erwachen.
 - Nach Dürigen (1897) beendet die Knoblauchkröte ihren Winterschlaf, der nicht sozial verbracht wird, bereits im März unter günstigen Witterungsverhältnissen sogar schon Ende Februar und wandert zum Laichgewässer
 - Nach Knauer (1878) gehört die Knoblauchkröte zusammen mit Gras-frosch und Erdkröte zu den am frühesten das Winterquartier (Ende März) verlassenden Froschlurchen, die sich schon im März an stehenden Gewässern zum Laichen einfinden.

- Die Aufenthaltsdauer im Laichgewässer umfaßt nach Koch (1873) den Zeitraum zwischen Ende März bis Mai.

Die stark differierenden vorliegenden phänologischen Angaben über die Aktivitäten der Knoblauchkröte im Frühjahr ergeben sich auch aus dem Verhalten dieser Art:

- Knoblauchkröten wandern nicht in auffallender Anzahl aus den Winterquartieren zu den Laichgewässern, wie dies z.B. bei der Erdkröte beobachtet werden kann und sind daher nur schwer, selbst bei intensiven Kontrollen zu erfassen.
- Dazu kommt auch noch, daß Knoblauchkröten durch den ungeübten Beobachter relativ leicht mit anderen Lurcharten verwechselt werden können.
- Die Zeitspanne zwischen dem Eintreffen am Laichgewässer und dem Beginn der Rufperiode verbringen die Knoblauchkröten passiv in einer Art Latenzperiode, so daß keine deutlich erkennbaren Kontrollmöglichkeiten für einen positiven Nachweis der Knoblauchkröten im Laichgewässer verfügbar sind.

1977 erreichten an der Hörbachweiherkette am 11. März erstmals Knoblauchkröten das Laichgewässer (Abb. 8, S. 69). Es ist anzunehmen, daß die Individuen, die zu Beginn der relativ langezogenen Anwanderungsperiode das Laichgewässer erreichen, in den unmittelbar an das Laichgewässer angrenzenden Ackerflächen überwinterten, da die Kontrollen der Wege von Anfang März bis Mitte April zunächst keine Beobachtungen anwandernder Individuen erbrachten.

Nach allgemein zögerndem Beginn nahmen zunehmend mehr Individuen die Einwanderung zum Laichgewässer auf. Ein deutlicher Höhepunkt der Einwanderung wurde gleichzeitig bei den männlichen und weiblichen Individuen am 18. März beobachtet. Dafür spricht auch,

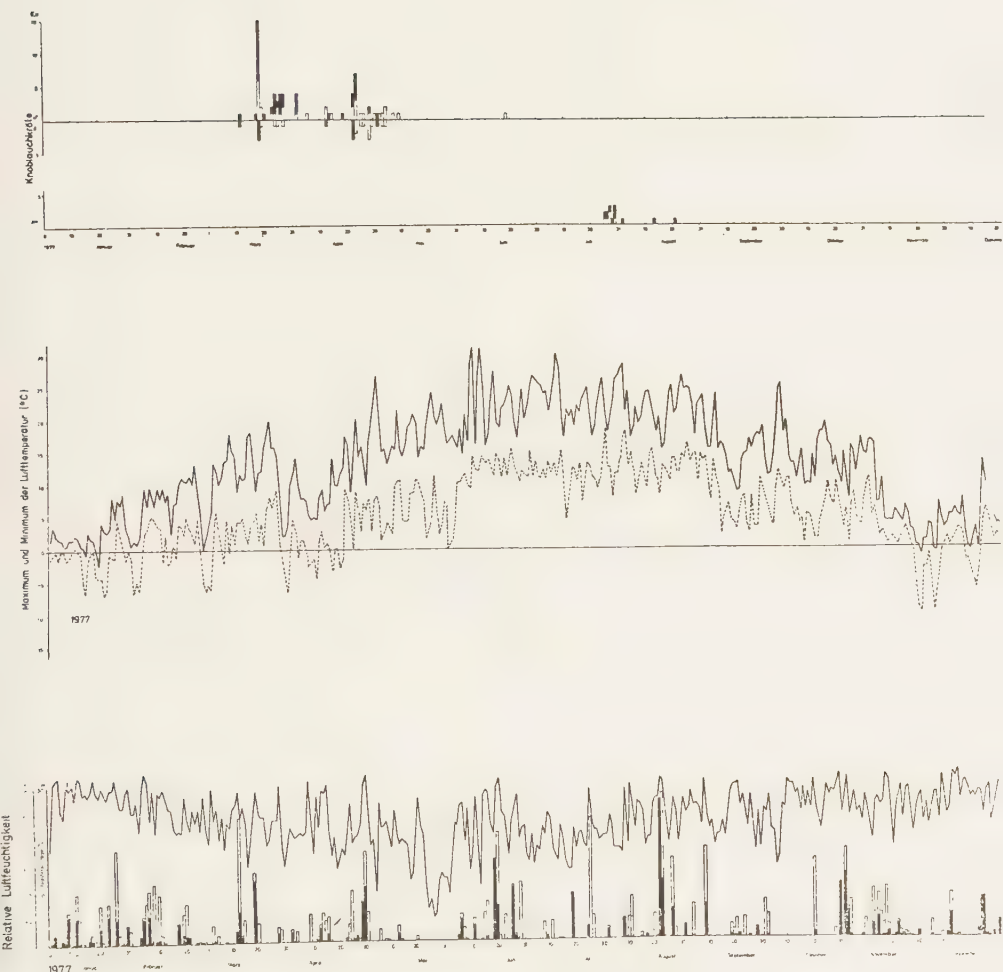


Abb.8

Grundsätzlich gilt für die folgenden Abbildungen 8 - 11, 17-20, 22, 23-25, 27-28:
 Die Fänge wurden jeweils den Vortagen zugerechnet, da die Wanderaktivitäten i.d.R. bis Mitternacht abgeschlossen sind.
 Fangdaten: dunkler Säulenabschnitt-Anwanderer, heller Säulenabschnitt-Abwanderer
 Niederschläge: dunkler Säulenabschnitt - nächtlicher Anteil des Gesamtniederschlags

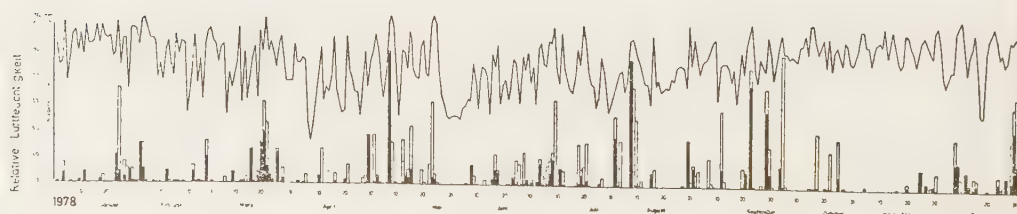
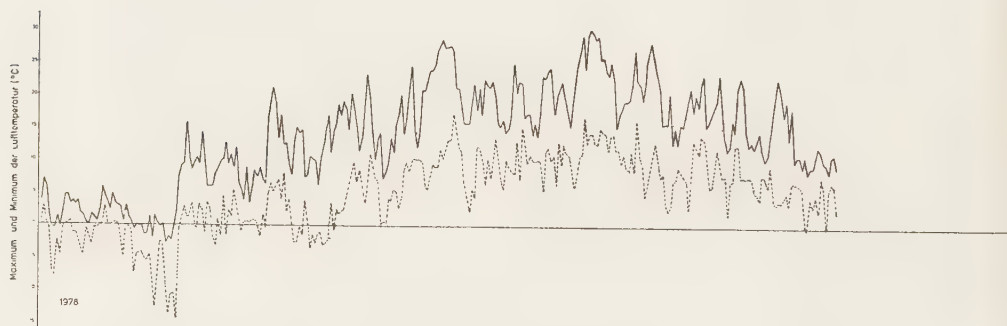
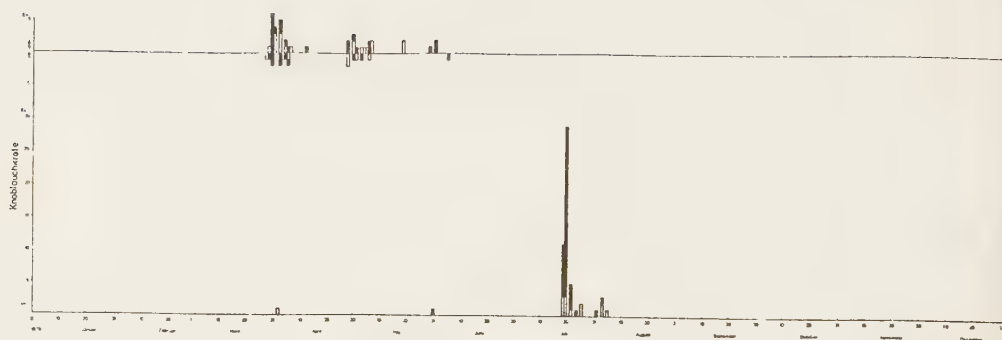


Abb. 9

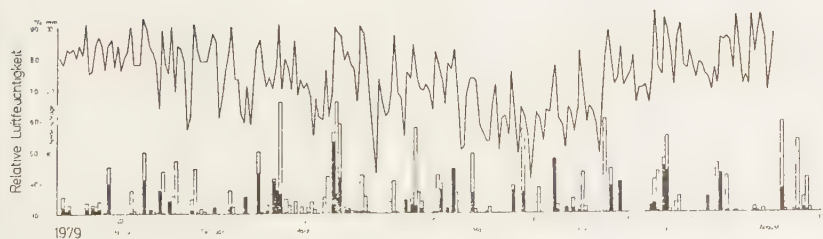
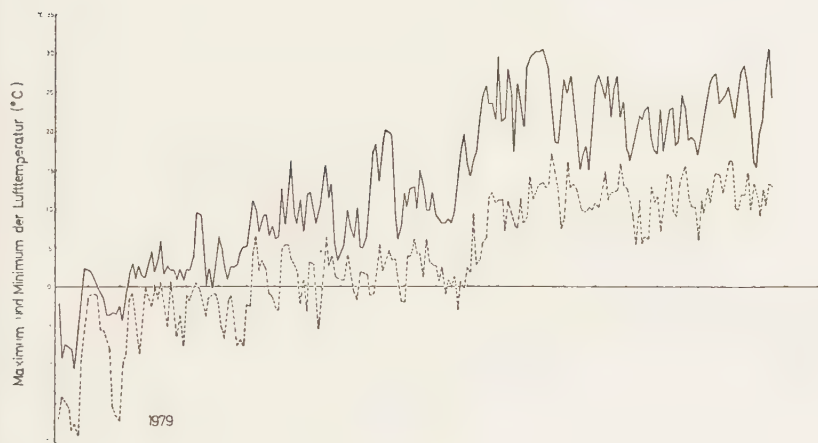
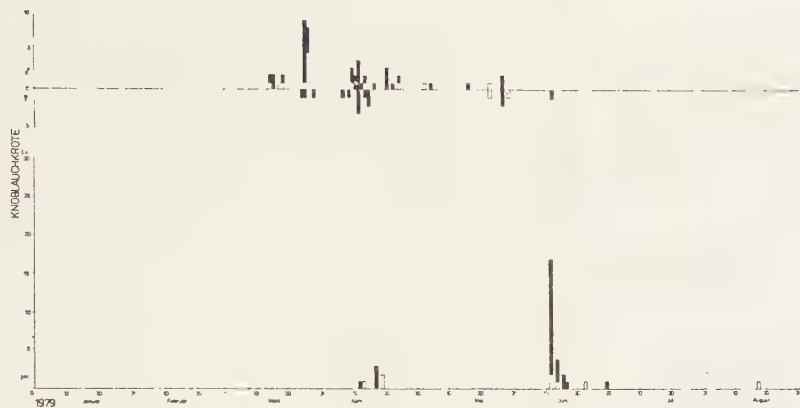


Abb. 10

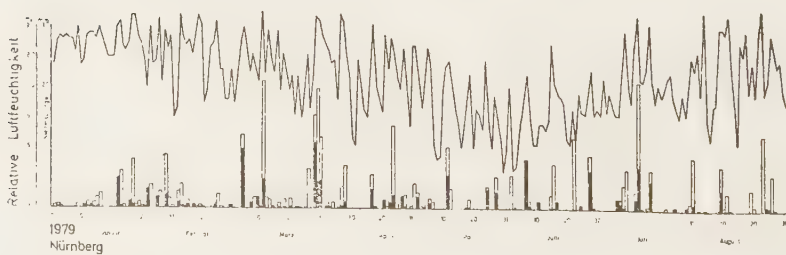
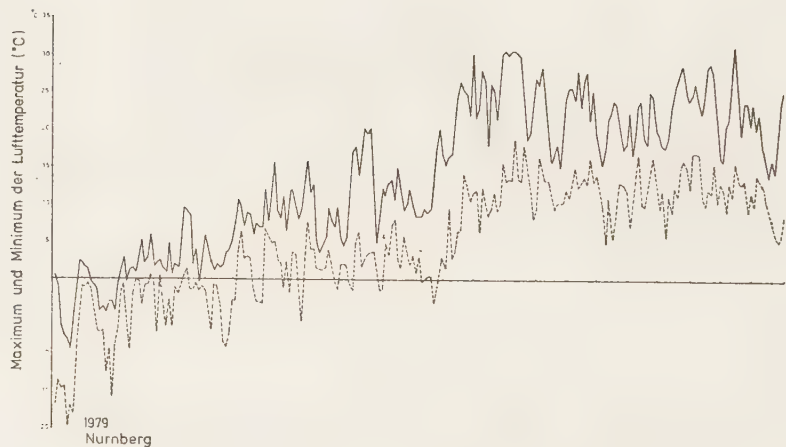
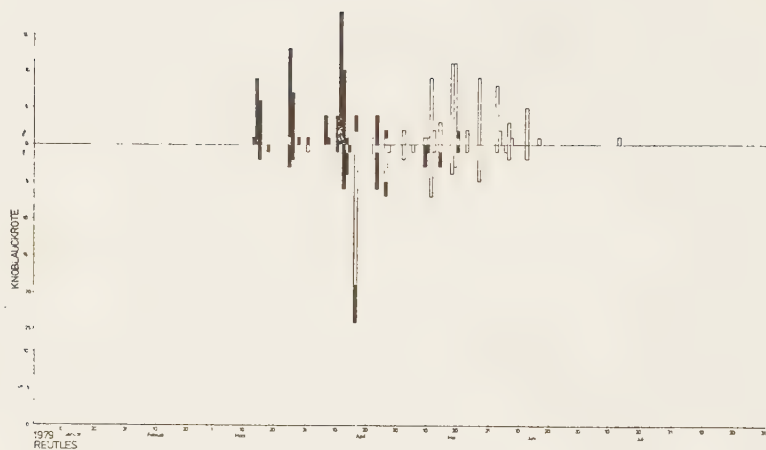


Abb. 11

daß die Individuen unmittelbar nachdem die Witterungsbedingungen Aktivitäten ermöglichten, mit der Anwanderung zum Laichgewässer begannen.

Es fällt auf, daß gleichzeitig mit anwandernden auch abwandernde Individuen in jeder Phase der Frühjahrswanderung am quantitativ untersuchten Laichgewässer in der Hörbachweiherkette registriert wurden.

Diese als "abwandernd" registrierten Individuen versuchten fast ohne Ausnahme an den Zwischendämmen abzuwandern und gerieten dabei in die Fallen. Es könnte sich daher um Knoblauchkröten handeln, die sich seit der vorjährigen Laichperiode im Gewässer aufhielten und in den Uferböschungen oder im Teich überwinterten und zum definitiven Laichplatz innerhalb der Weiherkette abwandern. In mehreren Fällen konnte durch Markierung nachgewiesen werden, daß Knoblauchkröten die Probefläche bei der Anwanderung zum definitiven Laichplatz innerhalb der Hörbachweiherkette durchquerten.

Es wurde auch beobachtet, daß bestimmte Knoblauchkröten mehrfach ohne ersichtlichen Grund vom Gewässer abwanderten und nach kurzer Zeit (teilweise bereits nach einem Tag) wieder anwanderten. Es wäre möglich, daß die Tiere zu kurzen Streifzügen das Gewässer, z.B. im Zusammenhang mit dem Nahrungserwerb, verlassen.

Zwischen dem 18. und dem 28. März wurden kontinuierlich an- und abwandernde Individuen registriert. Dann stockten die Wanderaktivitäten bis zum Laichzeitpunkt (ca. 10. April). Während dieses Zeitraumes wanderten Knoblauchkröten nur am 1. und 5. April (an diesem Tag wanderte ein Männchen ab).

Insgesamt verläuft die Anwanderung zum Laichplatz streng koordiniert,

Zeitliche Einbindung der Knoblauchkrötenanwanderung

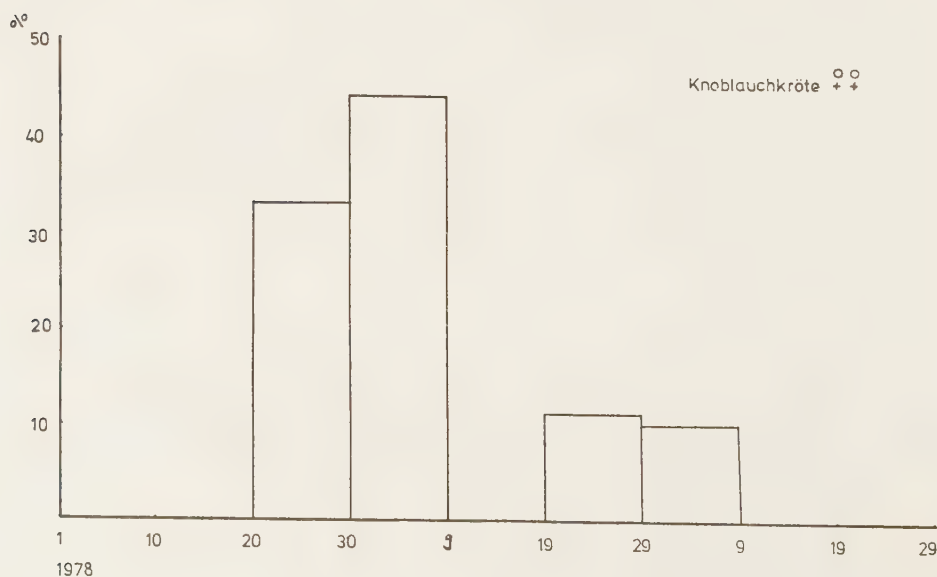
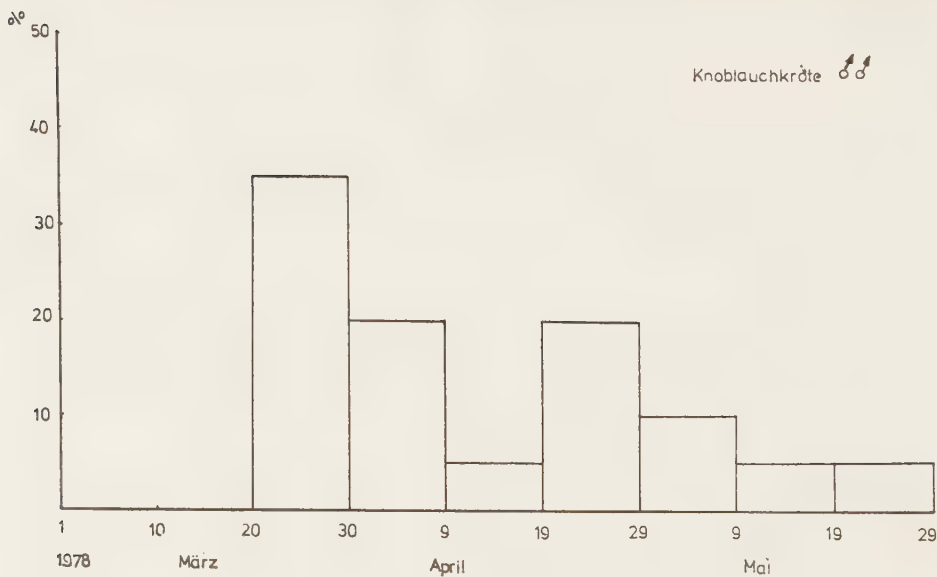


Abb. 12

sofern nicht niedrige Temperaturen die Wanderung wie in den beiden folgenden Jahren 1978 und 1979 kurzzeitig unterbrechen.

Deutlich ist in Abbildung 12 erkennbar, daß die Männchen auf die gesamte Laichperiode bezogen in der Überzahl gegenüber den Weibchen sind und das Laichgewässer früher erreichen. Einen Überblick über dieses Verhaltensmuster, das auch in den folgenden Jahren zu beobachten war, gibt diese Abbildung am Beispiel des Jahres 1978. Die geschlechtsreifen Individuen nahmen die Wanderung aus dem Winterquartier zum Laichgewässer unmittelbar nach Einbruch der Dämmerung auf. Der Höhepunkt der Wanderaktivitäten dürfte gegen 21 Uhr erreicht werden. Nach Mitternacht wurden nur noch vereinzelt wandernde Individuen beobachtet.

Tagsüber wanderten während der An- und Abwanderungsphase der Laichwanderung im Frühjahr bei hoher Luftfeuchtigkeit und Niederschlägen einige wenige Nachzügler an, die den absoluten Ausnahmefall in allen untersuchten Jahren darstellten. Lediglich sporadisch nehmen die noch nicht geschlechtsreifen Individuen an den Wanderaktivitäten teil.

Während der Anwanderungsphase wanderten die Knoblauchkröten aus allen Richtungen in die Laichgewässer in der Hörbachweiherkette ein. Die deutliche Bevorzugung bestimmter Wanderrouen wurde nicht beobachtet, obwohl mit der Wegeführung nur in O-W-Richtung derartige Leitlinien durchaus vorhanden wären, siehe Abb. 3.

Eine deutlich höhere Wanderaktivität herrschte zwischen den Einzelteichen der Hörbachweiherkette. Ein nicht unerheblicher Prozentsatz der zur Weiherkette anwandernden Individuen wandert zunächst in einen Einzelweiher ein und steuert dann erst innerhalb der Weiherkette den definitiven Laichplatz an. Insoweit sind die Daten der anwandernden wie auch der abwandernden Individuen in Abb. 8 ff lediglich als Angaben zur Aktivität ohne engen Bezug zur Größe der Laichpopulation zu interpretieren.

Auch nach dem Laichzeitpunkt der untersuchten Population am 10. April 1977 wanderten noch bis zum 1. Mai Knoblauchkröten an. Es handelte sich dabei um Nachzügler und Individuen, die nach dem Ablichten in den angrenzenden Teichen in das Sommerquartier abwanderten und dabei innerhalb der Weiherkette einzelne Teiche durchquerten.

Etwa ab dem 22. April setzte schwerpunktmäßig die Abwanderung der Knoblauchkröten und zwar ohne Unterschiede bei männlichen und weiblichen Tieren ein. Wie die Einwanderung verlief die Abwanderung relativ gut auf Populationsebene koordiniert ab und war bis zum 9. Mai abgeschlossen (Abb. 8, S.69). Da sich die Einzugsgebiete der einzelnen Populationen überschneiden, werden in Teichketten die Aktivitätsphasen einer Laichsaison (Anwanderung, Abwanderung) nicht so deutlich, wie dies bei isoliert gelegenen Laichhabitaten (z.B. Galgensee bei Reutles) der Fall ist.

Nach diesem Zeitpunkt wanderte lediglich ein Männchen am 18. Juni nach Norden in die angrenzenden Ackerflächen verspätet ab. Da - wie bereits dargestellt - alle vom Gewässer an- und abwandernden Knoblauchkröten individuell markiert wurden, war es möglich, die Aufenthaltsdauer im Laichgewässer bei der Abwanderung zu bestimmen. Dabei fiel jedoch auf, daß ein Teil der abwandernden Knoblauchkröten insbesondere nach dem Laichzeitpunkt nicht markiert war.

Abwandernde Knoblauchkröten nach dem Laichzeitpunkt am 10. April 1977

Gesamtzahl (n)

Wiederfänge

			
29	10	13 (44,8%)	4 (40%)

Es wäre natürlich möglich, daß die Individuen, die bei der Abwanderung vom Gewässer nicht markiert waren, die Gewässerabschränkungen unkontrolliert bei der Einwanderung überwunden haben. Das wäre bei der relativ umfangreichen Absperrung (über 300 m Länge) grundsätzlich möglich. Dagegen spricht jedoch, daß die Funktionsfähigkeit der Abschränkung dauernd überwacht wurde und alle aufgetretenen Beschädigungen, z.B. durch Mäusewechsel, Unterspülung oder Mäharbeiten sofort wieder repariert wurden. Ein Unterlaufen der Plastikbahnen oder Durchgraben war nicht möglich, weil die Abschränkung tief genug eingegraben wurde. Auch wurde die aufwachsende Vegetation auf beiden Seiten der Abschränkungen bei Bedarf gemäht, um etwaige "Kletterhilfen" zu beseitigen. Allerdings verläuft das Wanderungsgeschehen weitgehend in einem Zeitraum, in dem sich die Vegetation an den Teichböschungen noch nicht so entwickelt hat, daß dieser Faktor eine wesentliche Fehlerquelle bei der Erfassung der an- und abwandernden Knoblauchkröten darstellen würde, auch wenn grundsätzlich einkalkuliert werden muß, daß es einzelnen Individuen möglich war, die Abschränkung zu überwinden.

Es liegt daher zu vermuten, daß ein Teil der Population nicht in der gleichen Saison nach Abschluß der Laichperiode in die Sommerquartiere abwandert, sondern den Zeitraum bis zur nächsten Laichzeit im bzw. in nächster Nähe des Gewässers verbringt und damit auch dort überwintert. Wie noch später erläutert wird, wurde dies auch bei der Untersuchung der Knoblauchkrötenpopulation des isoliert gelegenen Galgensees bei Reutles beobachtet. Das Verhalten dieses Teiles der Population könnte dadurch zu erklären sein, daß ein mehrjähriger Wanderzyklus von der Population eingehalten wird. Das könnte auch bedeuten, daß einerseits nicht periodisch jedes Jahr die Distanz zwischen Winterquartier und Laichplatz (auch bei relativ geringen Entfernungen) zurückgelegt wird und andererseits ein be-

grenzter Zeitraum stationär am Laichgewässer verbracht wird. Im übrigen liegen z. Zt. noch keine entsprechenden **Daten** von anderen Amphibienarten vor, die im langjährigen Vergleich die bisherige Annahme der alljährlichen periodischen Laichplatzwanderung auf Populationsebene bestätigen würden.

Hinweise in diese Richtung finden sich jedoch bei Blab (1978) und Heusser (1969 b). Nach den Untersuchungen von Heusser (1969 b) ist mehrjährige Laichplatztreue und die damit verbundene Unmöglichkeit, adulte Individuen definitiv umzusiedeln für Erdkrötenpopulationen charakteristisch. Blab (1978) fand hinsichtlich des Treuegrades zum Laichgewässer durch Verfrachtungsversuche deutliche artspezifische Unterschiede bei den schwerpunktmäßig untersuchten Arten Spring-, Gras- und "Wasserfrosch":

Während bei adulten Springfröschen die Laichplatzbindung nach vollzogener Prägung ebenso wie bei der Erdkröte weitgehend definitiv ist, können Grasfrösche, Molche und insbesondere "Wasserfrösche" wenigstens teilweise durch Verfrachtung in andere Wasserstellen umgeprägt werden. Wie bereits von Blab (1978) dargestellt, besitzt die Klärung dieses Fragenkomplexes für den praktischen Amphibienartenschutz erhebliche Bedeutung, da die Notwendigkeit der strikten Erhaltung aller noch vorhandenen Laichplätze der Amphibienarten zuverlässig dadurch begründet sein dürfte.

1978 verzögerte sich der Beginn der Frühjahrswanderung gegenüber 1977 wegen der Witterungsverhältnisse um ca. 2 Wochen (Abb. 9, S. 70). Die Wanderaktivitäten der Knoblauchkröten verliefen zwischen dem 27. März und dem 6. April eng koordiniert. Wie bereits 1977 beobachtet, finden Abwanderung und Anwanderung der Knoblauchkröten zum gleichen Zeitpunkt an den Teichen der Weiherkette statt. Neben den Individuen, die innerhalb der Weiherkette Teiche vor Aufsuchen der

definitiven Laichgewässer durchwandern und daher als an- und nach wenigen Tagen spätestens wieder als abwandernd registriert wurden, befindet sich bemerkenswerterweise zu diesem Zeitpunkt eine geringe Zahl von ausschließlich Männchen (4 Exemplare) unter den abwandernden Individuen, die 1977 markiert wurden und den Sommer und Winter über zur stationären Lebensweise am Gewässer übergegangen waren und erst im darauffolgenden Frühjahr noch bis Anfang April abwanderten. Es könnte durchaus möglich sein, daß diese abwandernden Männchen, die nur in angrenzende Teiche einwanderten, am Laichgeschehen einer bestimmten Population der Hörbachweiherkette teilgenommen haben, ohne den Weg in die Winterquartiere und wieder zurück zum Laichgewässer zurückgelegt zu haben.

Wie bereits 1977 als Tendenz den Daten während der Anwanderungsphase entnommen werden konnte, erreichte auch 1978 die Masse der Knoblauchkrötenweibchen gegenüber den Männchen etwa 10 Tage später zu Beginn des April das Laichgewässer (Abb. 9, S. 70). Nachdem um den Laichtermin (frühester Fund einer Laichschnur am 15. April) die Wanderaktivitäten deutlich zum Stillstand gekommen waren, überwog vom 27. April bis 6. Mai die koordinierte Abwanderung in insgesamt gegenüber 1977 geringerer Individuenzahl. Die während dieses Zeitraums und noch gegen Ende Mai anwandernden Individuen waren fast ausnahmslos Männchen, obwohl im strukturreichsten östlichen Teich der Weiherkette gegen Ende April mit der wohl umfangreichsten Population noch kopfstärke Rufkolonien beobachtet werden konnten.

Im Gegensatz zu den Beobachtungen von stationär siedelnden Juvenilen in den Sommer- und Winterquartieren der Knoblauchkrötenpopulationen der Hörbachweiherkette (Einzelbeobachtungen in 300 bis 500 m Entfernung von der Weiherkette) beteiligen sich diese Individuen nur

äußerst selten an den hauptsächlich nächtlichen Wanderaktivitäten der geschlechtsreifen Knoblauchkröten während der Frühjahrswanderung zum Laichgewässer (Fänge am 1. April und 30. Mai). Insbesondere die Abwanderung einer nicht geschlechtsreifen Knoblauchkröte am 1. April könnte darauf hindeuten, daß einzelne Junenile nach Abschluß der Metamorphose (im allgemeinen gegen Ende Juli/Anfang August) nicht sofort die Gewässer verlassen, sondern wie ein Teil der adulten Individuen am bzw. im Gewässer überwintert und im darauffolgenden Frühjahr bzw. Frühsommer vom Gewässer abwandert. Da Anfang März 1978 Entlandungsmaßnahmen an diesem Teich durchgeführt wurden, kann die Möglichkeit ausgeschlossen werden, daß dieses Tier als Larve, wie nach Literaturangaben möglich (z.B. Cochran 1970, Bedriaga 1890) überwinterte und im darauffolgenden Jahr die Entwicklung beendete. Es ist durchaus möglich, daß einzelne Individuen nach einer Überwinterung als Larve bei günstigen Bedingungen die Entwicklung mit der Metamorphose im darauffolgenden Frühjahr abschließen. In teichwirtschaftlich genutzten Gewässern, die in der Mehrzahl während des Winterhalbjahres einige Wochen bis Monate zur Belüftung des Teichbodens trocken fallen, dürfte dieser Entwicklungsablauf die absolute Ausnahme darstellen. Insbesondere dürften durch die geringen Anteile von Flachwasserzonen in den Teichen die zum Abschluß der Larvalentwicklung erforderliche Wassertemperatur im Frühjahr noch nicht erreicht werden. Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum nur vereinzelt 1978 und 1979 Aktivitäten juveniler Individuen lediglich in der Probefläche an der Hörbachweiherkette registriert.

1979 begann die Frühjahrswanderung der Knoblauchkröten in Möhrendorf wie 1977 etwa Mitte März (Abb. 10, S. 71). Diese Tiere (nur Männchen) trafen zunächst ab dem 14. März bis zum 18. März vereinzelt

am Laichgewässer ein. Gleichzeitig begannen einzelne Knoblauchkröten abzuwandern, wobei ein Männchen in zwei Tagen das kontrollierte Gewässer in westlicher Richtung durchquerte und in den angrenzenden Teich einwanderte.

In Reutles wurde erstmals einen Tag früher, am 13. März, eine anwandernde Knoblauchkröte registriert (Abb. 11, S. 72). Im Vergleich mit der Probefläche in der Hörbachweiherkette ist die Zahl abwandernder Knoblauchkröten in der ersten Phase der Wanderungsaktivitäten bis Ende April deutlich geringer. Es handelt sich dabei meist um Individuen, die nach dem Eintreffen am Laichgewässer nach kurzer Zeit das Gewässer wieder verließen, aber meist bald darauf wieder anwanderten. Da der Galgensee bei Reutles isoliert liegt, ergibt sich für dieses Gewässer nicht die Funktion der Zwischenstation auf dem Weg zum definitiven Laichplatz, wie dies an der Hörbachweiherkette zu beobachten war, so daß in der Darstellung der saisonalen Wanderaktivitäten dieser Knoblauchkrötenpopulation deutlicher die An- und Abwanderungsphasen zu erkennen sind. Parallel zu den Ergebnissen der Population in der Hörbachweiherkette - und analog zu den Daten der vorhergehenden Untersuchungsjahre 1977 und 1978 - treffen die weiblichen Individuen später als die Männchen am Laichgewässer ein. Die Knoblauchkröten nehmen sofort nach dem Eintreten der Dämmerung die Anwanderung auf, wobei in dieser frühen Phase keine Niederschläge zur Auslösung der Wanderung zusätzlich zur relativ warmen Witterung erforderlich sind (Abb. 11, S. 72).

Nach einer Unterbrechung der Knoblauchkrötenwanderung zwischen dem 19. und 24. März an der Hörbachweiherkette, die parallel auch in Reutles vom 19. bis 25. März beobachtet wurde, erreichte die Anwanderung der Knoblauchkrötenmännchen an der Hörbachweiherkette

am 25. März ihren Höhepunkt. Einen deutlich erkennbaren Gipfel zeigte die Einwanderung adulter männlicher Individuen in Reutles gleichfalls am 25. März, die absoluten Spitzenwerte wurden jedoch dort erst am 1. April registriert. In diesem Zeitraum trat eine merkliche Beruhigung der Wanderaktivitäten an den beiden untersuchten Gewässern auf, die am Reutleser Galgensee dennoch durch die Aktivitäten einzelner Individuen gekennzeichnet ist.

Es war wegen des plötzlichen Beginns der Wanderaktivitäten, nachdem die Witterungsverhältnisse Mobilität ermöglichten ("Losstürmen"), und der meist relativ geringen Distanzen von ca. 200 m, die für die Masse der am Laichgeschehen beteiligten Knoblauchkröten zum Laichgewässer zurückzulegen waren, nur vereinzelt während dieses Zeitraums der Einwanderung möglich, wandernde Knoblauchkröten im Einzugsbereich des Laichgewässers an Land zu beobachten. Dabei wirkte sich besonders erschwerend aus, daß die Wanderungen fast ohne Ausnahme nachts aufgenommen werden. Lediglich an niederschlagsreichen Tagen mit ausreichend hohen Temperaturen wandern vor dem frühesten beobachteten Zeitpunkt der Laichablage vereinzelt Individuen zum Laichgewässer an.

Die Laichstimmung der anwandernden Knoblauchkröten ist beim Eintreffen am Gewässer bereits in den ersten Tagen der Wanderung relativ hoch, z.B. wurde am 16. März 1979 am Galgensee der *Amplexus lumbalis* bei einem Paar in der wassergefüllten Bodenfalle beobachtet. Grundsätzlich erfolgt die Verpaarung bei den Knoblauchkröten nicht bereits wie bei den Erdkröten während der Einwanderung.

Zwischen dem Eintreffen am Laichgewässer und dem Beginn der Rufperiode tritt eine Latenzzeit von unterschiedlicher Länge auf, die bis zum Beginn der Rufperiode durch die Passivität der versteckt

lebenden Tiere gekennzeichnet ist. Eng verknüpft mit der Rufperiode ist die Laichablage, obwohl gerade für Knoblauchkröten typisch ist, daß Laichschnüre aufzufinden sind, ohne daß bemerkenswerte und - bei der geringen Lautstärke der Rufe - relativ auffallende Rufperioden vorher zu beobachten waren. Es ist daher nur schwer möglich, ohne den sicheren Nachweis aufgrund eines Laichfundes den Laichzeitpunkt, der lediglich den Beginn einer Laichperiode für die einzelnen Populationen kennzeichnet, auch wenn diese benachbart sind, zu bestimmen. Bemerkenswert ist, daß auch innerhalb einer Population im gleichen Gewässer unterschiedliche Laichtermine auftraten. Wesentlich ist jedoch, daß mit dem Beginn der Laichablage die Abwanderungstendenzen innerhalb der Laichpopulation überhand nehmen. Relativ deutlich ist dies aus dem Wanderungsschema der Reutleser Population zu entnehmen. Ab dem 15. April, dem Datum des frühesten Laichfundes am Galgensee, weitere Laichschnüre wurden am 22. April dort gefunden, begann die Abwanderung und dauerte locker koordiniert im wesentlichen bis 12. Juni. Später wanderten noch 2 Männchen am 16. Juni und 13. Juli extrem verspätet ab.

Während der Abwanderungsperiode trafen noch einige Nachzügler vereinzelt bis zum 20. Mai am Laichgewässer ein (Abb. 11, S. 72).

Weniger deutlich als bei der umfangreichen Population am isolierten Laichgewässer Galgensee war auch 1979 der Beginn der Abwanderung eines Teiles der Population von der Probefläche in der Hörbachweiherkette mit dem Beginn der Laichzeit am 13. April zu erkennen, da aus benachbarten Teichen abwandernde Individuen als anwandernd im Wanderdaten-Schema der Probefläche erscheinen (Abb. 10, S. 71).

Mit fortschreitender Laichzeit wird es eher möglich, anwandernde Knoblauchkröten aus den weiter als 200 m entfernten Winterquar-

tieren zu beobachten. Bemerkenswert sind dabei die Nachweise anwandernder Knoblauchkrötenmännchen und -weibchen ab Mitte April, die insbesondere aus südwestlichen und westlichen Flächen über die Gemeindeverbindungsstraße Möhrendorf - Dechsendorf anwandern, während gleichzeitig bereits wieder Knoblauchkröten die Laichgewässer in der Hörbachweiherkette in entgegengesetzter Richtung in die Sommerquartiere verlassen. Während dieses Zeitraumes war es möglich, die Anwanderung einiger, 1978 in die Probefläche eingewanderter Knoblauchkrötenmännchen und -weibchen in angrenzende Teiche der Weiherkette nachzuweisen, ohne daß diese das Laichgewässer von 1978 später noch aufsuchten.

Die vorliegenden Beobachtungen und Ergebnisse weisen daher insgesamt auf eine Tendenz zur Vagilität im Vergleich zur traditionellen relativ starren Laichplatzorientierung bei Erdkröten mit mehrjähriger Laichplatztreue hin (Heusser 1969 b).

Parallel zu den vorhergegangenen Untersuchungsjahren beteiligten sich wiederum vereinzelt noch nicht geschlechtsreife Knoblauchkröten an den Wanderaktivitäten, drangen jedoch nicht bis zu den Laichgewässern vor. Im Vergleich zur Probefläche an der Hörbachweiherkette wurden 1979 am Galsensee in den Monaten März bis Juni keine Aktivitäten juveniler Knoblauchkröten beobachtet. Die zwischen 11. und 18. April in die Fallen der Probefläche bei Möhrendorf an- und abwandernden juvenilen Knoblauchkröten überwinterten offensichtlich an bzw. in Teichen der Weiherkette und wanderten mit Zwischenaufhalten in der Weiherkette in die Sommerquartiere ab.

2.1.5 Laichzeit

Wie die Beobachtungen klammernder Individuen in den wassergefüllten Bodenfallen zeigen, sind auch zu Beginn der Anwanderungsperiode die Knoblauchkröten bereits bei der Ankunft am Laichgewässer

paarungsbereit. Die Laichablage erfolgt dennoch vom Beginn der Anwanderung ab gerechnet mit einiger Verzögerung, möglicherweise um eine grobe Synchronisation der inzwischen am Laichgewässer eintreffenden Population auf einen Laichablagezeitraum herbeizuführen. Der Zeitpunkt der Laichablage bei den einzelnen Populationen streut stark zwischen Ende März und Anfang Mai in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, so daß z.B. Aurin (1970) den Begriff der "Hauptlaichzeit" verwendet, um den Zeitraum der Masse der Laichablagen gegenüber den vereinzelt späteren Laichfunden zu kennzeichnen.

Allgemein gehört die Knoblauchkröte zu den frühzeitig laichenden Anuren (Aurin 1970) und Brehm (1893).

Im Untersuchungszeitraum wurden folgende Laichablagetermine beobachtet:

1977	10. April	Hörsbachweiherkette
	25. April	Reutles
1978	15./18.4.	Hörsbachweiherkette, bei Bubenreuth, bei Baiersdorf
	25. April	Hörsbachweiherkette
	28. April	Reutles
1979	10. April	Röhrach (Scholl mdl.)
	15. April	Hörsbachweiherkette, Reutles
	22. April	bei Bubenreuth, Reutles
	28. April	Reutles

In der Literatur sind noch folgende Zeitangaben zur Laichzeit bzw. zum Zeitpunkt der Laichablage enthalten, die im wesentlichen während der "Hauptlaichzeit" (Aurin 1970) übereinstimmen. Wie bereits bei der Zusammenstellung der Literaturangaben wurde die Anordnung - sofern möglich - nach großklimatischen Zusammenhängen vorgenommen, um die daraus resultierenden zeitlichen Differenzen zu berücksichtigen.

Viertel (1976), Mainz, März bis Ende April, Rühmekorf (1958a), Frankfurt/M., 5. Mai 1919, 23. Mai 1920, 4. und 12. April 1953, 28. April 1955, Bruch (1862, 1863), Würzburg, 28. März, 10./16. April, Leydig (1877) Fund der ersten Laichschnur bei Bonn am 5. April 1876, Mitte und Ende April bei Würzburg, Rösel von Rosenhof (1800), Nürnberg, 12. April, Aurin (1970) Magdeburg = Hauptlaichzeit 11. - 20. April 1967, 20. März bis 10. April 1968, Einzelbeobachtungen des extremen späten Laichzeitpunktes 17. Juni, Eibl-Eibesfeldt (1953, 1956), Westfalen, 1. und 2. Aprilwoche, Lemmel (1975), Hildesheim 8. Mai, Ausdehnung der Laichzeit bis Juni möglich, letzter Laichfund 29. Juni, Wendland (1968, 1971), Berlin, Ende März, April bis Anfang Mai.

Folgende Autoren geben lediglich die Laichtermine ohne örtliche Zuordnung an:

Cochran (1970) Anfang April bis Mitte Mai, Hellmich (1965) Ende März bis Anfang April, Frommhold (1952) März, April oder Mai, Kopsch (1952) April, Mai, Neubauer (1950) Anfang oder Mitte April bis Ende Mai, Lunau (1933) Mitte April bis Ende Mai, bei günstiger Witterung noch früherer Beginn der Laichzeit, Hecht (1931) 21. Mai 1918, 10. Juni 1919, 1. Juni 1920, 12. Juni 1922, Ende Mai 1929, Dahl (1925) Anfang April, Sternfeld (1912) letzte März- oder April-Wochen, Knauer (1905) April, Dürigen (1897) Ende März bis Anfang April oder Mai, im Durchschnitt erstes April-Drittel, Brehm (1893) Anfang April bei günstiger, wenigstens Mitte April bei ungünstiger Witterung, Landois (1892) Mitte April, nach Mitte Juni Laichfund, Lachmann (1890) April, Westhoff (1890) April bis Mai, Knauer (1878) ab März, Koch (1873) 27. März, April, bis 30. Mai.

Die Ablage der bis zu 2 cm dicken und etwa 50 cm langen charakteristischen Laichschnur (Aurin 1970) erfolgt vorwiegend nachts. Während der Hauptlaichzeit wird jedoch ein Teil der Population in den Laichhabitaten bei entsprechenden Witterungsverhältnissen vorübergehend

tagaktiv. Dies gilt sowohl für unverpaarte sowie für verpaarte Knoblauchkröten. Eine Laichabgabe eines Knoblauchkrötenweibchens umfaßt ca. 1000 Eier (Glandt 1976, Knauer 1905). Die Laichabgabe steht nach Rühmekorf (1958 a) mit einer überdurchschnittlichen Temperaturerhöhung (auf 20°C und mehr) im Zusammenhang. Wenn die nächtlichen Temperaturen lange Zeit sehr niedrig sind, verzögert sich die Laichzeit, auch wenn die Tagestemperaturen relativ hohe Werte erreichen.

Die Paarungsbiologie der Knoblauchkröten wurde durch Eibl-Eibesfeldt (1956) im einzelnen untersucht. Das auffallendste Charakteristikum der Paarungsbiologie dieser Art besteht darin, daß im Unterschied zu den Gattungen *Bufo*, *Hyla* und *Rana* die Knoblauchkröten ihre Weibchen unmittelbar vor den Hinterbeinen umklammert halten (Amplexus lumbalis gegenüber dem Amplexus axillaris der genannten Gattungen).

Die Laichablage der einzelnen ablaichenden Paare erfolgt auch innerhalb einer Population relativ wenig koordiniert. Nach Untersuchungen von Geisselmann, Flindt und Hemmer (1971) an den beiden Braunfroscharten Grasfrosch (*Rana temporaria*) und Springfrosch (*Rana dalmatina*) ist bei der Paarbildung - vermutlich auch bei der Knoblauchkröte - mit einer gemeinsamen Wirkung sowohl des exogenen Faktors Temperatur als auch endogener Faktoren (Hormonspiegel) zu rechnen, wobei die Temperaturunabhängigkeit eine umso geringere Rolle spielt, je stärker letztere zur Geltung kommen.

Die erste Paarbildung kann dadurch aber dennoch bei verschiedenen Witterungsbedingungen von Jahr zu Jahr um bis zu mehrere Wochen verschoben sein. Die genaue Beobachtung dieser Vorgänge ist nur in geringem Umfang vor allem an den Verhandlungszonen strukturreicherer Gewässer möglich. Als wertvolles Hilfsmittel zur genauen Determinierung

des Zeitpunktes der Laichablage und bei der Suche des Laichplatzes innerhalb des Gewässers erwies sich die Kontrolle der rufenden Tiere. Bei deutlich gesteigerter Intensität und Dauer der Ruffolge (besonders bei kopfstärkeren Populationen) empfiehlt sich eine genauere Nachkontrolle der Standorte der rufenden Individuen, um die Laichablage sicher nachzuweisen. Die Dauer der einzelnen Rufperioden, die Intensität der Rufe und die Dauer der Ruffolgen, sowie der Umfang der Rufkolonie ist eng mit dem Witterungsverlauf korreliert und von endogenen Faktoren abhängig, die die entsprechenden Stimmungen aufbauen. Bei ungünstigem Witterungsverlauf ist es so möglich, daß die Laichablage ohne die parallel verlaufende Rufperiode erfolgt ist. Eine derartige Unterbrechung der Rufperiode wurde 1977 vom 29. März bis zum 19. April an der Probefläche bei Möhrendorf beobachtet. Dennoch laichte ein Paar am 10. April in diesem Gewässer ab.

Aus den teilweise erheblichen Größenunterschieden der Larven unter Berücksichtigung der Unterschiede, die durch die unterschiedliche Ernährungslage verursacht werden, kann dies geschlossen werden, auch wenn in den einzelnen Laichgewässern im Normalfall nur wenige Laichschnüre beobachtet werden konnten. Meist liegen die Schnüre isoliert, häufiger findet man 2 oder 3 mehr oder weniger dicht beieinander abgesetzt (Aurin 1970).

Eine soziale Laichplatzorganisation, wie z.B. bei den Erdkröten, ist bei den Knoblauchkröten nicht ausgebildet.

Aurin (1970) hat die Entwicklung des Knoblauchkröten-Laiches untersucht und gibt folgende Richtwerte zum zeitlichen Ablauf der Entwicklung an, die im Freiland natürlich erheblich abweichen können:

- Metamorphose am 91. Tag nach der Befruchtung
- nach 107 Tagen ist der Schwanzrest des Hüpferlings kürzer als seine Breite und besteht nur noch aus einem kuppenförmigen rundlichen bis flachen, trapezförmigen larvalen Hautbezirk über der Kloake, 26 mm Gesamtlänge

- nach 114 Tagen besitzt der Hüpferling keinen Schwanzrest mehr und weist eine Gesamtlänge von 27,5 mm auf.

2.1.6 Rufperiode

Die qualitative Erfassung der Amphibienvorkommen eines Landschafts-
raumes stützt sich methodisch zum großen Teil auf die akustische
Kontrollmöglichkeit der Laichhabitats. So können zuverlässig und
in relativ kurzer Zeit die rufenden Amphibienarten, die periodisch
saisonal zum Ablaichen in die einzelnen Laichgewässer eingewandert
sind, oder deren Jahreslebensraum mit den Laichgewässern identisch
ist, anhand der unterschiedlichen Rufe nachgewiesen werden. Eine
Schallplatte mit den Rufen der Amphibien ist im Handel erhältlich
(Firma Graul, Mühlacker).

Diese Nachweismethodik kann bei der Knoblauchkröte nur bedingt ange-
wendet werden:

- die Knoblauchkröten rufen in der Regel nachts unter Wasser
- die Rufe sind relativ leise, weil keine Schallblasen vorhanden sind
(Schneider 1966)
- der einfache Ruf ist durch Schallimpulse und kurze Impulsserien
(zwei oder drei) gekennzeichnet (Schneider 1966)
- nur in Einzelfällen werden in strukturreicheren Laichgewässern
mit kopfstarken Populationen Rufkolonien gebildet. In der Mehrzahl
sind Einzeltiere am Gewässerrand verteilt rufaktiv, die ein zeit-
raubendes Abgehen der Gewässer erforderlich machen
- durch Temperaturabfälle wird die Rufperiode in höherem Maße als
bei anderen rufenden Anurenarten in Einzelperioden unterteilt
- bei vergleichenden Kontrollen der einzelnen Populationen treten
wegen der jeweils geringen Zahl rufender Tiere große Aktivitäts-
unterschiede auf, die dazu führen, daß flächendeckende Bestands-
aufnahmen größerer Vorkommensareale anhand rufender Indivi-
duen nur an wenigen Tagen möglich sind. Andererseits lassen sich
eben die Tiere durch Fremdgeräusche (Schneider 1966) wie z.B.

Sprechen, Zungenschmalzen und Autogeräusche regelmäßig auch am Tage zum Rufen stimulieren (Scholl mdl.). Dies stellt eine wesentliche Hilfe bei der Erfassung der Vorkommen dar.

Insgesamt dauerte die Rufperiode der Knoblauchkröten im langjährigen Vergleich an den Probeflächen unterschiedlich lange:

1977 setzte die Rufaktivität in der Probefläche an der Hörbachweiherkette erstmals am 19. März, 7 Tage nach dem Eintreffen der ersten Knoblauchkröten im Laichgewässer nach Einbruch der Dämmerung ein. Das einzeln rufende Tier befand sich unter Wasser in der Nähe des Uferlandes unter der Vegetation versteckt.

Ab 21. März riefen an der gleichen Stelle 3 - 4 Exemplare bis einschließlich 26. März jeweils nach Einbruch der Dämmerung. Ca. 50 m von diesem Rufzentrum entfernt war am 23. und 26. März ein Einzeltier rufaktiv. Erstmals wurden am 26. März tagsüber Rufe der Rufkolonie festgestellt, während an den beiden folgenden Tagen (bis 28. März) die Rufaktivität abflaute und nur noch ein Einzeltier rufaktiv blieb. Zum Zeitpunkt der Laichablage am 10. April wurde in dem Uferbereich mit der Rufkolonie keine Rufaktivität beobachtet. Erst am 19. April rief in diesem Laichgewässer ca. 10 m von der vorher beobachteten relativ kopfstarken Rufkolonie entfernt wieder ein Einzeltier und am 20. April riefen jeweils nachts zwei Individuen.

Im allgemeinen wird der Zeitpunkt der Laichablage einer Knoblauchkrötenpopulation von der Tagaktivität der rufenden Individuen bei ausreichend großen Laichplatzgesellschaften und der deutlichen Erhöhung der Kopfstärke der Rufkolonie begleitet. Parallelen dieses Verhaltensmusters wurden 1977 auch in Reutles beobachtet. Zum Zeitpunkt der Laichablage am 25. April waren deutlich mehr Individuen (ca. 10 Exemplare) rufaktiv als an den vorhergegangenen oder folgenden Tagen. Diese umfangreichen Rufkolonien konstituieren sich jedoch nur unmittelbar während des Zeitraumes der Laichablage.

Rufaktivität und Laichablage sind bei der Knoblauchkröte jedoch nicht unbedingt miteinander gekoppelt. Bei niedrigen Temperaturen der Luft bzw. des Wassers wird der Laich ohne die auffallende Steigerung der Rufaktivität bzw. ohne Rufaktivität überhaupt abgelegt. In enger Abhängigkeit von den populationsspezifischen Unterschieden des Zeitpunktes der Laichablage weisen die einzelnen Populationen, selbst wenn die Laichplätze eng benachbart sind, unterschiedliche Rufaktivitäten auf. Während z.B. in Reutles am 25./26. April eine umfangreiche Rufkolonie aktiv war, war an der Hörbachweiherkette kein Tier rufaktiv. Eine Kolonie rufender Knoblauchkröten wurde auch am 25. April 1977 in einem Weiher bei Hemhofen vormittags gegen 10.30 Uhr beobachtet, während in der gesamten Hörbachweiherkette an diesem Tag und die Nacht über keine Rufe zu hören waren.

Nach diesem Zeitpunkt rief noch am 30. April ca. 40 m vom Standort der Ende März konstituierten Rufkolonie entfernt nachts eine einzelne Knoblauchkröte und in der Nacht des 4. Mai war letztmals ein Knoblauchkrötenruf in der Probefläche bei Möhrendorf zu hören.

Die Rufpositionen der einzelnen Tiere zeichneten in den Teichen der Hörbachweiherkette sich nicht durch eine deutlich höhere strukturelle Vielfalt gegenüber den übrigen Bereichen des Laichgewässers aus. Dennoch besteht im allgemeinen nach Vergleichsbeobachtungen die Tendenz, insbesondere in strukturärmeren Gewässern die Bereiche mit einem höheren Anteil an Vegetationsstrukturen während der Rufperiode aufzusuchen.

Die kopfstärksten Rufkolonien mit relativ langer zusammenhängender Rufperiode konstituieren sich auch lediglich in strukturreicheren Gewässern mit gut ausgebildeten Verlandungszonen bzw. Schwimmblattgesellschaften. Es ist nach den Beobachtungen möglich, daß zwischen dem Umfang einer Rufkolonie und der Anzahl der abgelegten Laich-

schnüre eine positive Beziehung besteht, so daß strukturvermindernde Maßnahmen, wie sie die periodischen Entlandungen in den teichwirtschaftlich genutzten Teichen darstellen, eine negative Wirkung auf den Reproduktionserfolg besitzen: nach den Anfang März 1978 in der Probefläche bei Möhrendorf durchgeführten Entlandungsmaßnahmen war eine wesentliche Verringerung der Rufaktivität der Knoblauchkröten gegenüber 1977 festzustellen. Erstmals wurden 1978 am 1. April gegen 17.30 Uhr vereinzelte Knoblauchkröten-Paarungsrufe ca. 10 m von der Position der Rufkolonie des Vorjahres entfernt registriert. Bis zum 24. April war von den Knoblauchkröten, die sich im Gewässer befanden, kein Exemplar rufaktiv. An diesem Tag rief gegen 10 Uhr vormittags eine einzelne Knoblauchkröte am Gewässerrand in der inzwischen bereits wieder vorhandenen Vegetationszone. Nach 20 Uhr riefen zwei Exemplare mit einer Unterbrechung am 25. April bis zum 26. April, allerdings in dieser Nacht sehr leise mit relativ langen Pausen zwischen den einzelnen Impulsserien. Dagegen bildeten in der gleichen Nacht im östlich davon gelegenen, nicht-entlandeten Teich neben der Gemeindeverbindungsstraße Möhrendorf-Dechsendorf etwa 30 Individuen eine relativ große Rufkolonie, die sich in einer kleinen Teilfläche des Teiches in 1 - 4 m Entfernung vom Rand konzentrierte. Die einzelnen rufenden Individuen sind im Gegensatz zu den Beobachtungen von Eibl-Eibesfeldt (1956) in Westfalen teilweise nur bis maximal 30 cm voneinander entfernt. Diese Kolonie war auch an den folgenden Tagen bis 30. April tagsüber rufaktiv, allerdings war die Anzahl der rufenden Individuen im Vergleich mit den vorhergegangenen Tagen um ca. $\frac{1}{3}$ verringert. Auch in der Probefläche riefen zur gleichen Zeit 3 Knoblauchkröten. Besonders bemerkenswert im Hinblick auf die Erfassung der Knoblauchkrötenvorkommen durch die rufenden Individuen in den Laichgewässern erscheint die Beobachtung am 2. Mai gegen 22 Uhr: lediglich in dieser Nacht riefen in allen Teichen der Weiherkette entlang des Hörbaches Knoblauchkröten. Mit Ausnahme des Teiches unmittelbar neben der

Straße mit der kopfstarken Rufkolonie handelte es sich nur um einzelne rufende Individuen.

Nur an wenigen Tagen einer Rufperiode rufen in allen Laichgewässern zur gleichen Zeit Knoblauchkröten, so daß es für einen positiven Nachweis eines Knoblauchkrötenvorkommens notwendig ist, die betreffenden Gewässer mehrmals aufzusuchen. Während in der Probefläche in der Nacht des 3. Mai keine Knoblauchkröte rufaktiv war, riefen in den beiden östlich angrenzenden Weihern noch kopfstärke Kolonien mit mindestens 10 Individuen. In den folgenden Tagen wurden in den kontrollierten Weihern nur noch vereinzelt die Rufe von Knoblauchkröten gehört: Probefläche, 4. Mai

östlich angrenzende Weiher, 4., 7. und 8. Mai.

Sofern während der Nacht nicht die Temperaturen wie z.B. am 26. Mai unter 11° C abfielen, riefen die Knoblauchkröten in diesem Zeitraum nach Beendigung der Laichablage die ganze Nacht und noch bis nach Tagesanbruch (6 Uhr).

Ab Mitte Mai ist es im Regnitzbecken sehr selten, daß sich Rufkolonien der Knoblauchkröten wie z.B. am 18. Mai bei Hagnau mit mindestens 6 Individuen zusammenfinden, weil die Masse der Laichgesellschaft bereits abgewandert ist, oder falls die Tiere noch im Gewässer "übersommern", ein inaktives Latenzstadium durchläuft.

Auch 1979 riefen im Vergleich mit 1977 in der Probefläche vor der Entlandung dieses Teiches deutlich weniger oft Knoblauchkröten. Eine Koloniebildung, die in den Jahren 1973, 1976 und abgeschwächt noch 1977 zu beobachten war, unterblieb 1979 in der Probefläche.

Obwohl in diesem stark eutrophierten Teich die Vegetationsstrukturen (Schwimmpflanzengesellschaften und Ufersäume) bereits wieder

so weit entwickelt waren wie vor der Entlandung und insgesamt ca. 30 Knoblauchkröten-Männchen während der Laichperiode in dieses Gewässer eingewandert waren, die nach Eibl-Eibesfeldt (1956) die Weibchen mit ihren Rufen anlocken und unselektiv wie alle Anuren alles Bewegte anschwimmen und umklammern, waren in der Probefläche lediglich am 12., 15. und 24. April einzelne Individuen rufaktiv.

Im östlich der Probefläche gelegenen Teich konstituierte sich auch 1979 nach dem 10. April eine umfangreiche Rufkolonie, obwohl dieser Teich wenige Tage vorher (Anfang April) voll angestaut war. Die Position der Kolonie war mit der des Vorjahres identisch. Allerdings beendeten die Knoblauchkröten dieser Kolonie bereits nach 4 Tagen wieder ihre Rufaktivitäten, ein Exemplar rief danach am 22. April tagsüber.

Ebenso wie im Vorjahr riefen Knoblauchkröten gleichzeitig in allen Teichen der Weiherkette entlang des Hörbaches nur an einem einzigen Tag, 1979 am 12. April. Einige Tage später, am 16. April, waren in diesen Teichen vereinzelt noch Knoblauchkröten rufaktiv.

Bereits am 25. März waren 1979 erstmals Rufe von 5 Knoblauchkröten im Galgensee bei Reutles zu hören. Die einzelnen Individuen waren über das Gewässer verstreut. Dann brach die Rufaktivität dieser Population bis zum 9. April ab. Die Knoblauchkröten riefen dann durchgehend als Kolonie vom 9. bis 17. April, wobei sich auch die in den Wasser gefüllten Bodenfallen befindlichen Individuen an den Rufen beteiligten. Die rufenden Tiere waren wechselnd in unterschiedlichen Teilen des Himmelsweiher konzentriert, eine deutliche Bevorzugung des mit Schilf bestandenen Teiles der Wasserfläche wurde nicht beobachtet. Die dort vorhandene Konzentration vertikaler Strukturen wurde also

nicht bevorzugt als Rufposition aufgesucht. Nach dieser geschlossenen Rufperiode riefen sporadisch Knoblauchkröten Ende April (24. bis 26. April) und Mitte Mai (17. bis 19. Mai).

Im Vergleich mit anderen rufenden Anurenarten, z.B. Kreuzkröte, "Wasserfrosch", Laubfrosch, sind Knoblauchkröten relativ selten rufaktiv. Vor allem die unterschiedlichen Aktivitätszeiten auch nahe benachbarter Populationen fallen besonders auf. Es ist durchaus möglich, daß Knoblauchkröten wegen der im allgemeinen wenigen rufenden Individuen als Seltenheit auch in Hauptverbreitungsgebieten eingeschätzt wurden.

2.1.7 Geschlechterverhältnis

Die Bestimmung der Männchen nach dem unter den Anurenarten besonderen Merkmal einer Oberarmdrüse (Noble 1954, Nieden 1923, Knauer 1905, Dürigen 1897, Bedriaga 1890) erwies sich als problemlos. Die Drüse ist bei den meisten Individuen während der gesamten saisonalen Aktivitätsperiode vorhanden. Lediglich bei einigen wenigen Tieren war es erforderlich, durch Abtasten der vorderen Extremitäten die Oberarmdrüse sicher festzustellen. Die Drüse war während der Anwanderungsphase vor der Laichzeit stärker entwickelt. Das gleiche gilt für die Absonderung des typischen Knoblauchgeruches, der jedoch nicht gleichmäßig von allen kontrollierten Individuen abgegeben wurde, wie auch Herter (1922) angibt. Die z.B. bei Jungfer (1954) und Sternfeld (1912) als Bestimmungsmerkmal erwähnten Höcker an der Innenfläche des Armes und auf der Handoberfläche sind im Vergleich zu der relativ exakten Bestimmung der Männchen durch die Existenz einer Oberarmdrüse weniger deutlich entwickelt.

Wie bereits dargestellt, wandern die Knoblauchkröten-Weibchen später als die Männchen in die Laichgewässer ein. Das Geschlechterverhältnis

kann auch wegen der ständigen An- und Abwanderung nicht als konstante Größe angegeben werden.

Zum Geschlechterverhältnis der Knoblauchkröten liegen aus der Literatur folgende Angaben vor:

- Leydig (1877) und Bruch (1862) 1 Weibchen : 4 - 6 Männchen
- nach Lemmel (1975) sind die Männchen wie bei fast allen Lurchen in der Überzahl.

In die Berechnung des Geschlechterverhältnisses der Populationen der beiden Probeflächen wurden alle Individuen einbezogen, die in die untersuchten Laichgewässer einwanderten oder diese verließen. Dabei wurden die individuell markierten Individuen nur einmal, auch wenn diese mehrmals an- oder abwanderten, berücksichtigt.

Insgesamt ergaben sich im Untersuchungszeitraum folgende Ergebnisse:

Probefläche Möhrendorf 1977:	17 Weibchen : 45 Männchen = 1 : 2,6
	1978: 10 Weibchen : 21 Männchen = 1 : 2,1
	1979: 13 Weibchen : 34 Männchen = 1 : 2,6
Probefläche Reutles 1979:	64 Weibchen : 92 Männchen = 1 : 1,4

Es hat sich gezeigt, daß das Geschlechterverhältnis der Population bei Möhrendorf selbst bei den großen Schwankungen der Gesamtzahl der an- oder abwandernden Individuen (z.B. Gesamtzahl erfaßter Männchen 1977 um 114% größer als 1978) um den relativ konstanten Wert von ca. 1 : 2,5 schwankt. Dabei ist nicht abzuschätzen, inwieweit im bzw. am Gewässer übersommernde und überwinterte Individuen, die erst bei der Abwanderung registriert wurden, die Werte verändern können, d.h. welcher Anteil der Population mindestens eine Saison am Laichgewässer bleibt bzw. zu stationärer Lebensweise übergeht und in der folgenden Laichperiode wieder das Sommer- bzw. Winterhabitat aufsucht, bzw., ob der größte Teil der Population alljährlich in das

Laichgewässer in einem konstanten Verhältnis Männchen/Weibchen einwandert.

Bei der Berechnung der Werte der Probefläche bei Möhrendorf wurden auch die Individuen mit einbezogen, die auf dem Weg zum definitivem Laichplatz diesen Teich durchquerten oder nach der Laichablage aus den angrenzenden Laichgewässern einwanderten.

Auch für das isoliert gelegene Laichgewässer bei Reutles gilt mit Ausnahme der Verschiebungen, die durch durchwandernde Individuen hervorgerufen werden, sinngemäß dasgleiche.

2.1.8 Dauer des Aufenthaltes im Gewässer

Von fischereilicher Seite wurden die Amphibien in der Vergangenheit immer wieder als Fischfeinde (z.B. Koch 1976, 1964) bezeichnet, obwohl die Lebensraum- und Strukturansprüche, sowie die Dauer des Aufenthaltes der einzelnen Arten in den Laichgewässern, die in erster Linie teichwirtschaftlich genutzte Gewässer sind, sehr differenziert beurteilt werden sollten. Wie bereits dargestellt, besitzen die Teiche als Laichhabitat für einige Arten überhaupt keine Bedeutung. Gleichzeitig besteht aus der Sicht des Amphibienartenschutzes ein erhebliches Interesse, die Auswirkungen von teichwirtschaftlichen Maßnahmen (z.B. Zeitpunkt von Entlandungsmaßnahmen) auf der Grundlage der empirisch gewonnenen Daten zur Laichplatzbiologie der Amphibienarten, wie z.B. Zeitpunkt der Einwanderung usw., einschätzen zu können.

Zu diesem Fragenkomplex liegen bisher und insbesondere für die nach der Roten Liste des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (1976) bedrohten Art Knoblauchkröte keine konkreten Angaben vor. Zur Dauer des Aufenthaltes der Knoblauchkröte im Laichgewässer werden in der Literatur lediglich allgemein gehaltene Hinweise gegeben:

- die Knoblauchkröte sucht nur in der Paarungszeit Ende März bis Anfang April stehende Gewässer auf (Hellmich 1965)
- der Aufenthalt der Knoblauchkröte am Laichplatz dauert von Mitte April bis Ende Mai (Lunau 1933)
- Dürigen (1897) hat nach beendeter Laichzeit (Ende März bis April oder Mai) nie eine freilebende Knoblauchkröte im Wasser angetroffen
- nach wenigen Tagen der Laichzeit kommt die Knoblauchkröte schon auf das trockene Land heraus (Brehm 1893)
- nach Lachmann (1890) hält sich die Knoblauchkröte im Frühjahr noch längere Zeit nach der Paarung im Wasser auf, meist jedoch auf dem Grund
- sofort nach beendeter Kopulation verläßt die Knoblauchkröte das Laichgewässer (Bedriga 1890, Bruch 1862)
- zur Laichzeit von April bis Mai lebt die Knoblauchkröte im Wasser (Westhoff 1890), nach Koch (1873) von Ende März bis in den Mai.

Methodik

Zur Berechnung der in Abb. 13 dargestellten Daten wurden nur die Wiederfänge der individuell markierten adulten Individuen im Untersuchungszeitraum 1977 - 1979 in der Probefläche bei Möhrendorf herangezogen, die innerhalb einer Saison in die Probefläche einwanderten und das Gewässer nach unterschiedlich langem Aufenthalt wieder verließen. Die ca. 10 - 15 Individuen pro Saison, die nachweisbar nach der Laichzeit zu stationärer Lebensweise am Laichgewässer übergegangen sind und erst im folgenden Jahr wieder abwanderten, sind in dem Schema nicht enthalten.

Um die Ergebnisse deutlich herauszustellen, wurde auch darauf verzichtet, eine Auftrennung nach Geschlechtern vorzunehmen.

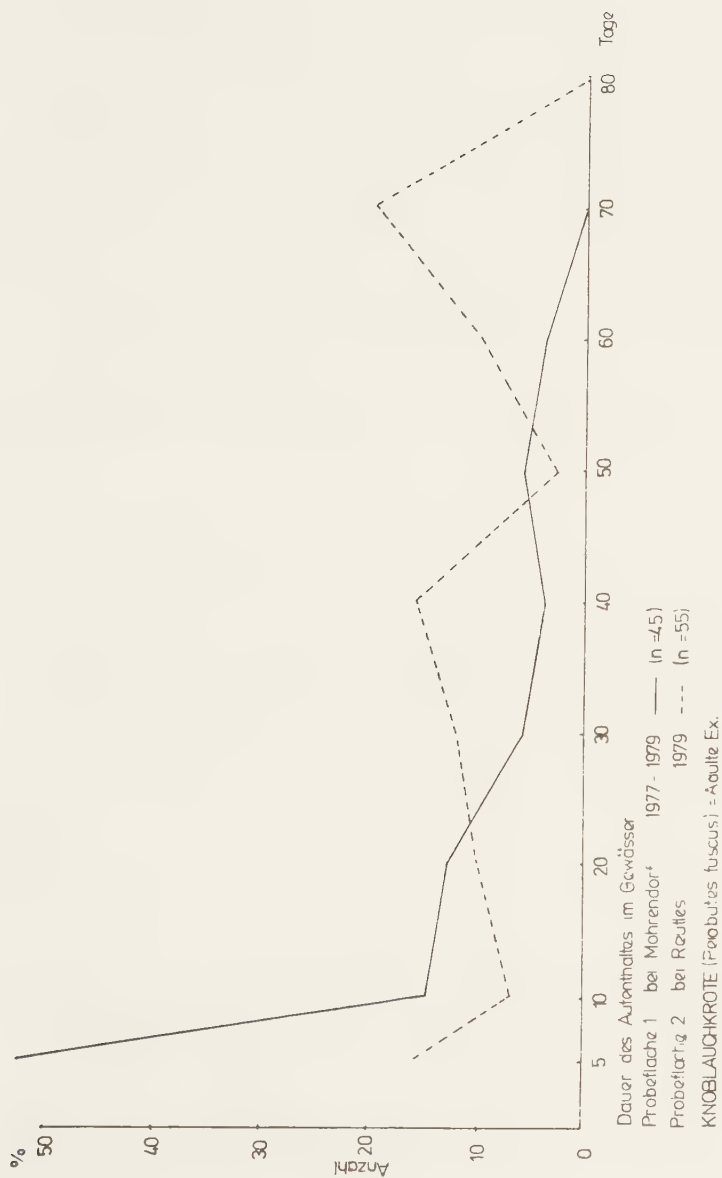


Abb. 13

Ergebnis

In den einzelnen Untersuchungsjahren ergaben sich keine wesentlichen Unterschiede in der Dauer des Aufenthaltes, so daß es zulässig erschien, die Ergebnisse zusammenzufassen. Der weitaus größte Teil der Population in der Hörbachweiherkette (ca. 65%) verläßt den Teich nach maximal 10 Tagen Aufenthalt wieder. In diesem Wert sind jedoch auch die Individuen enthalten, die die Probefläche lediglich durchquerten und nicht am Laichgeschehen dieser Population teilnahmen. Der entsprechende Wert beträgt dagegen am isoliert gelegenen Galgensee nur 23%. Nach 20 Tagen Aufenthaltsdauer (13% der Population) hielten sich nur noch einzelne Individuen bis zu 2 Monaten nach der Anwanderung (4%) im Laichgewässer auf. Die durchschnittliche Aufenthaltsdauer war in Reutles deutlich höher: bis 40 Tage blieben 16% und bis 70 Tage 20% der Population im Laichgewässer.

In den Daten, die im Untersuchungszeitraum an beiden Probeflächen ermittelt wurden, ist eine Gruppe (insgesamt ca. 20 Exemplare) von Individuen enthalten, die mehrmals (bis zu 6 x) das Gewässer evtl. zum Beutenerwerb verließen und nach kurzer Zeit wieder anwanderten. Es wurde auch beobachtet, daß der Aufenthalt im Gewässer kurzzeitig unterbrochen wurde bzw. einem längeren stationären Aufenthalt im Laichgewässer zunächst ein kurzer Aufenthalt (1 - 5 Tage) vorgeschaltet war.

2.1.9 Größenklassen

Nach Heusser (1968 c) erlaubt die Form einer Größenfrequenzkurve Aussagen über die Alterszusammensetzung und Größe einer Population. Da bisher nur allgemeine Angaben in der Literatur zu den Größenfrequenzen der Knoblauchkröten-Populationen vorliegen, die keine Rückschlüsse auf den Aufbau dieser Population zulassen, sollen diese Angaben den Ergebnissen des Untersuchungszeitraumes gegenübergestellt werden.

Die in der Literatur angegebenen Größenwerte der adulten Knoblauchkröten

schwanken stark:

- ca. 5 cm (Lemmel 1977)
- Länge der Männchen bis 6,5, der Weibchen bis 8 cm (Cochran 1970)
- 6,5 bis 8,0 cm (Hellmich 1965, Jungfer 1954)
- am häufigsten 5 - 7 cm, Größe der Männchen maximal 8 cm, der Weibchen mehr als 1 cm kleiner (Frommhold 1952)
- Länge der erwachsenen Tiere 6,0 - 8,0 cm (Brückner 1926)
- 5,0 - 7,0 cm, seltener bis 8,0 cm (Mohr 1926, Westhoff 1890)
- 8,0 cm (Nieden 1923)
- bei eintretender Geschlechtsreife nach 4 Jahren 5,0 - 6,0 cm (Dürigen 1897)
- 5,5 cm Männchen und 6,9 cm Weibchen (Bedriaga 1890)
- 6,5 - 8,0 cm (Knauer 1878)

Gleiches gilt für die dort angegebenen Größenwerte der Juvenilen unmittelbar nach der Metamorphose :

- Lemmel (1975) 3,0 - 3,5 cm
- Aurin (1970) 2,7 cm (ohne Schwanzrest)
- Jungfer (1954) 3,0 cm, Knauer (1905) 2,2 - 3,0 cm
- Dürigen (1897) 3,1 cm, Landois (1892) 3,0 cm, Koch (1873) 2,5 - 3,4 cm

Analog zur Meßmethode von Heusser (1968 c) wurde die Körperlänge (Maulspitze bis dorsaler Kloakenrand) mit einem flexiblen Maßband bestimmt. Dabei mußte der Wert möglichst schnell abgelesen werden, weil sich die adulten und juvenilen Individuen bei der Berührung aufblähten und dadurch Meßfehler bis $\pm 0,5$ cm möglich sind. Insgesamt wurden alle ab- und anwandernden Individuen vermessen. Die erhaltenen Meßwerte wurden in Gruppenschritte von 0,5 cm eingeteilt. Bei den Juvenilen, die den larvalen Schwanzrest noch nicht vollständig zurückgebildet hatten, wurde ein Näherungswert bis zum Meßpunkt des dorsalen Kloakenrandes angenommen. Wiederfänge markierter Juveniler deuten darauf hin, daß Knoblauchkröten vereinzelt bereits nach 1 Jahr geschlechtsreif werden können und in das Laichgewässer einwandern. Die Masse der Individuen dürfte jedoch mindestens 2 - 3 Jahre benötigen, um zur Geschlechtsreife

zu kommen. Eine abschließende Klärung dieser Frage ließen die geringen Wiederfangraten im Untersuchungszeitraum nicht zu. Auffallend ist jedoch der relativ hohe Anteil adulter Knoblauchkröten-Männchen in der Gruppe mit 4,0 cm Länge. Da ein - von Jahr zu Jahr - schwankender erheblicher Anteil der Juvenilen mit 3,5 cm Körperlänge das Laichgewässer verläßt, könnte nach 1 Jahr durchaus ein Zuwachs von 0,5 cm auf 4,0 cm erreicht werden. Als Minimalgröße der geschlechtsreifen Individuen wurde die Länge von 4,0 cm nach dem Kriterium Oberarmdrüse der adulten Männchen festgelegt. Die Gesamtlänge der adulten Knoblauchkröten-Männchen der untersuchten Population bei Möhrendorf bewegte sich im Untersuchungszeitraum zwischen 4,0 und 7,5 cm.

In der Probefläche bei Reutles waren dagegen die Männchen durchschnittlich größer. Die Längenwerte bewegten sich 1979 zwischen 5,0 und 6,5 cm. Die Gesamtlänge der adulten Knoblauchkröten-Weibchen der Population bei Möhrendorf umfaßte die Spanne 6,0 bis 7,0 cm, die Längen der adulten Weibchen des Laichgewässers bei Reutles übertrafen wiederum die Werte der Population bei Möhrendorf mit Körperlängen zwischen 5,0 und 7,0 cm. Arnold und Burton (1979) geben bei adulten Individuen bis 8,0 cm Größe an, gewöhnlich sind die adulten Individuen jedoch kleiner.

Insbesondere die Zahl der an- und abwandernden Knoblauchkröten-Männchen schwankte im Untersuchungszeitraum erheblich (z.B. 1977/1978). Nach Heusser (1969 b) können Schwankungen eines Erdkrötenbestandes an einem Laichplatz von Laichzeit zu Laichzeit ihren Grund darin haben, daß dieser Laichplatz nur teilweise selbständig neben anderen Laichplätzen besteht, und die Individuen in den einzelnen Jahren an verschiedenen Laichplätzen anzutreffen sind. Es stellt sich in diesem Zusammenhang die Frage, ob dies mit der strikten Laichplatzbindung der Erdkrötenpopulationen grundsätzlich zu vereinbaren ist. In der Hörbachweiherkette bei Möhrendorf befinden sich die Laichplätze in den einzelnen Weihern in enger Nachbarschaft zueinander. Während der Anwanderungsperioden wurden im Untersuchungs-

zeitraum einzelne adulte Knoblauchkröten, die im Vorjahr in der Probefläche markiert worden waren, bei der Anwanderung in benachbarte Teiche beobachtet. Auch die relativ umfangreichen Wanderbewegungen zwischen den Teichen lassen m.E. eine derartige Erklärung analog zu den Gegebenheiten an Erdkrötenlaichplätzen zu.

Ein Sexualdimorphismus bezüglich der durchschnittlichen Körpergröße ist bei der Knoblauchkröte - analog zu den Beobachtungen an Erdkrötenpopulationen (Heusser 1968c) - nach den Erhebungen im Untersuchungszeitraum ausgebildet. Die durchschnittlich größeren Körperlängen der Population bei Reutles im Vergleich mit der Population bei Möhrendorf und der verschwindend kleine Anteil von geschlechtsreifen Individuen mit geringen Körperlängen (= jüngere Tiere) dokumentieren den geringen Reproduktionserfolg der letzten 4 Jahre und zeigen, daß diese Population wegen der bisher schlechten Qualität des Laichgewässers überaltert ist. Nachdem der Galgensee bis auf wenige Quadratmeter Wasserfläche 1975 durch ungenehmigte Ablagerungen verfüllt war, wurde im Herbst 1975 ein kleiner Teil des ursprünglichen Gewässers wieder hergestellt. Ein hoher Reproduktionserfolg war wegen der geringen Wasserfläche, die Anfang August 1975 bis auf eine Restpfütze austrocknete, nicht möglich.

Im Trockenjahr 1976 kam kein Hüpferling zur Metamorphose. Das gleiche gilt für 1979, weil durch eutrophe Einschwemmungen aus den angrenzenden, ackerbaulich genutzten Flächen eine dichte Grünalgen-schicht das Gewässer ab Ende Juni bedeckte, die eine Entwicklung der Larven zur Metamorphose verhinderte.

Die Population bei Möhrendorf weist ebenfalls im Untersuchungszeitraum einen konstant geringen Reproduktionserfolg auf. Einen wesentlichen Einfluß hat mit Sicherheit die Zusammensetzung des Fischbesatzes. Zur Bekämpfung der wirtschaftlich uninteressanten Beifische in diesem Karpfenteich mit K_3 wurden Hechte eingesetzt. Zusätzlich ist an diesem

Teich mit einer hohen Räuberichte (Wald- und Sumpfspitzmaus, Ringelnatter, Grünfrösche und Seefrosch, zwei Brutpaare Bleßhühner, Stockentenbrutplatz) zu rechnen, die den Larvenbestand entsprechend dezimieren dürften. Falls analog zu den Angaben von Heusser (1968 b) 20 - 25% einer Knoblauchkrötenpopulation pro Jahr durch Tod ausscheiden, wäre die jährlich erzielte Reproduktionsrate dieses Teiches zu gering, um das Überleben dieser Population zu sichern.

Der Nachschub an Juvenilen für die Population in den einzelnen Teichen der Weiherkette, die wie die Population der Probefläche ähnlich geringe Reproduktionsraten aufweisen dürften, kommt aus den extensiver genutzten, strukturreicheren und flacheren Teichen, deren Knoblauchkröten-Populationen eine erheblich höhere Reproduktionsrate besitzen.

Größenklassen Knoblauchkröten - Männchen

Körperlänge cm	Möhrendorf (% Population)			Reutles (%Population)
	1977	1978	1979	1979
4,0	13	23	55	0
4,5	15	0	11	0
5,0	46	42	17	16
5,5	15	23	5	43
6,0	6	4	5	38
6,5	2	0	3	2
7,0	0	0	0	0
7,5	0	4	0	0
	n = 45	n=21	n=34	n = 92

Größenklassen Knoblauchkröten - Weibchen

Körperlänge cm	Möhrendorf (% Population)			Reutles (%Population)
	1977	1978	1979	1979
4,0	5	30	46	0
4,5	0	10	23	0
5,0	35	0	0	3
5,5	17	10	0	7
6,0	41	10	23	43
6,5	0	20	0	18
7,0	0	20	7	26
	n = 17	n=10	n=13	n=64

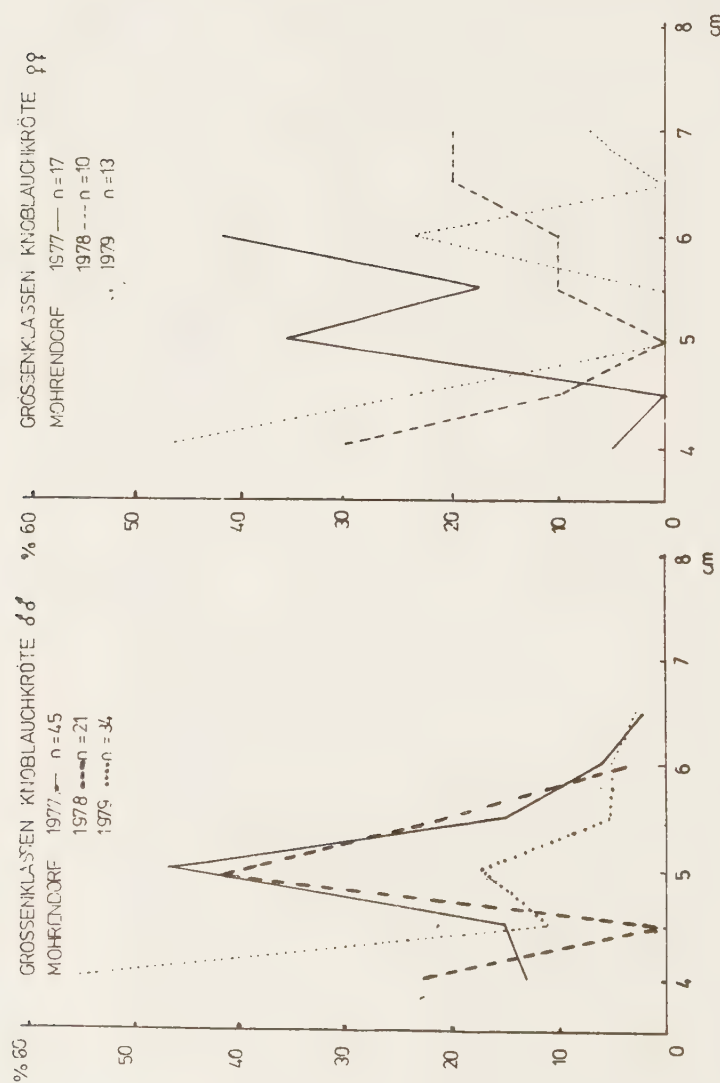


Abb. 14

Größenklassen Knoblauchkröten - Juvenile

Körperlänge cm	Möhrendorf (% Gesamtzahl)			Reutles (% Gesamtzahl)
	1977	1978	1979	1979
2,0	7	0	0	0
2,5	23	2	0	0
3,0	69	19	76	0
3,5	0	78	24	0
	n = 13	n = 42	n = 25	n = 0

In der Hörbachweiherkette besitzen 3 Teiche diese Voraussetzungen für eine vergleichsweise überdurchschnittliche Reproduktion. Zwei Teiche liegen östlich der Probefläche an der Gemeindeverbindungsstraße nach Möhrendorf, der dritte Teich bildet den westlichen Abschluß der Weiherkette unter der Hochspannungsleitung. Es ist zu vermuten, daß die Vorkommen der Knoblauchkröte an der Hörbachweiherkette auf Dauer nur bei Erhaltung der wichtigen Funktionen dieser Teiche erhalten werden können.

Das bedeutet, daß die Bewirtschaftungsintensität, die Vegetationsstrukturen und die Ausformung der Böschungen dieser Teiche nicht verändert werden darf. Veränderungen sollten zumindest solange nicht vorgenommen werden, bis andere Teiche dieser Kette eine ähnliche Qualität im Laufe der Vegetationssukzession und bei entsprechender Bewirtschaftungsintensität erreicht haben.

Optimal scheinen für die Reproduktion der Knoblauchkröte teichwirtschaftlich nicht genutzte, strukturreiche Teiche mit ausreichendem stabilen Wasserstand (20 - 40 cm) und geringen Böschungswinkeln zu sein, wie die massive Abwanderung von Juvenilen im Untersuchungszeitraum aus dem Teich zeigt, der östlich an die Probefläche in der Hörbachweiherkette angrenzt: das gleiche gilt für die nur noch selten verbreiteten und fischereilich im allgemeinen nicht intensiv nutzbaren Himmelsteiche, sofern diese ca. bis Mitte August eine ausreichende Stauhöhe bis zum Beginn der Metamorphose der Larven aufweisen.

2.1.10 Larvalentwicklung und Metamorphose

In der Literatur wird immer wieder die auffallende Länge der Knoblauchkröten-Larven, der größten einheimischen Kaulquappe, betont:

Z.B.

- 9,0 bis 10,8 cm (Lemmel 1975), evtl. könnte eine Verwechslung mit "Wasserfrosch"-Larven vorliegen, da diese derartige Größenwerte durchaus häufiger erreichen als Knoblauchkrötenlarven
- 17,5 cm (Cochran 1970, Hellmich 1965, Jungfer 1954, Frommhold 1952, Nieden 1923)
- mehr als 17 cm (Brückner 1926)
- einzelne Larven bis 17 cm (Dahl 1925)

Einige der zitierten Autoren relativieren die hohen Längenwerte jedoch dadurch, daß diese Zahlen als mögliche Extremwerte dargestellt werden, bzw. daß diese nach einer Überwinterung im Larvalzustand erreicht werden (Cochran 1970). Auch Aurin (1970) vermutet, daß diese Höchstwerte auf überwinterte Freilandlarven bezogen sind. Als typisches, für einen Nachweis der Knoblauchkröte brauchbares Merkmal können diese Riesenlarven wegen ihres seltenen Auftretens ohnehin nicht herangezogen werden.

Die Kaulquappen mit der typischen Taillierung in der Mitte des Rumpfes halten sich zunächst im Spülsaum des Laichgewässers, so wie in den vegetationsreichen Teilflächen, mit zunehmender Größe bzw. Dauer der Larvalentwicklung, in den tieferen Bereichen eines Gewässers auf, zeigen kein soziales Schwarm-Verhalten, wie z.B. die Larven der Erdkröte, und tauchen bei Erschütterungen sofort ab, so daß die Möglichkeiten des qualitativen Nachweises der Knoblauchkröte durch die Beobachtung ihrer Larven lediglich in kleineren, gut zugänglichen Gewässern relativ erfolversprechend sind.

Im Rahmen einer Umsetzaktion wegen der drohenden Austrocknung der Restpfütze des Galgensees bei Reutles wurden vom 3. Juli bis 7. Juli 1977 alle vorhandenen Larven dieser Population vermessen. Eine vergleichende Vermessung des Larvenbestandes erfolgte durch eine Arbeitsgruppe des Ökologischen Praktikums (Hollering, Robisch, Redlingshöfer und Selbitschka 1978, I. Zoolog. Institut) vom 1. August bis 4. August 1979. Die Werte beziehen sich jeweils auf die Längendifferenz Hornschnabel bis Schwanzspitze. Die einzelnen Meßwerte wurden zu Größenklassen von 0,5 cm zusammengefaßt.

Es ergab sich folgende Größenverteilung:

Größenklasse cm	1977 (%)	1978 (%)
1,5	0	2,5
2,0	1,9	16
2,5	6,7	18
3,0	19,5	28,5
3,5	15	11,5
4,0	15,5	12,5
4,5	7,8	1,5
5,0	10,1	2
5,5	6,4	1
6,0	8,3	1,5
6,5	4,4	1,5
7,0	3,0	2
7,5	0,5	0,5
8,0	0,1	1

n = 1789

n = 200

Es war nach den bisherigen Beobachtungen an Laichplätzen der Knoblauchkröte zu erwarten, daß die extremen Larvengrößen von bis zu 17 cm Länge nicht in der Regel in der Größenverteilung eines Larvenbestandes auftauchen, wie die dargestellten Daten der untersuchten Population bei Reutles zeigen. Entwickelte Extremitäten besitzen die Larven, die über 6,0 cm Länge aufweisen. Diese Larven treten wenig später in die Metamorphose ein. Während der Erfassung des Larvenbestandes Anfang Juli 1977 verließen am frühen Abend die metamorphosierten Individuen mit meist 7,5 - 8,0 cm Größe und noch vollkommen vorhandenem Kaulquappenschwanz die Restpfützen des Galgensees und warteten in den Böschungen in unmittelbarer Gewässernähe an feuchten Stellen, wie z.B. in Spalten oder unter Steinen die Rückbildung des larvalen Schwanzanhangs und den gleichzeitig ablaufenden Häutungsvorgang als Abschluß der Metamorphose ab. Dadurch ist der sich verringernde Anteil der Larven in den Größengruppen oberhalb von 6,0 cm in den Ergebnissen des Jahres 1977 zu erklären. Da der Anteil abwandernder Individuen mit fortschreitender Entwicklungszeit anwächst, verringern sich die Anteile der Individuen in höheren Größenklassen zu einem späteren Erfassungszeitpunkt wie Anfang August 1978 entsprechend.

Aus den Größenverteilungen des Larvenbestandes 1977 und 1978 geht jedoch hervor, daß auch bei Berücksichtigung der nach Ernährungslage individuell stark unterschiedlichen Entwicklungsgeschwindigkeiten der Larven mit verspäteten Laichablagen der Knoblauchkröte in beiden Jahren grundsätzlich gerechnet werden kann, da gleichzeitig zur sukzessive ablaufenden Metamorphose noch Larven sehr geringer Längen im Gewässer vorhanden sind, die ihre Entwicklung im gleichen Jahr voraussichtlich nicht mehr beenden können. So wurden noch Anfang Oktober

1978 im Reutleser Galgensee Knoblauchkrötenlarven beobachtet (Plachter mdl.). Es erscheint daher möglich, daß sich aus diesem Teil der Larven einer Population nach Überwinterung und günstigem Witterungsverlauf Riesenlarven entwickeln können. Aurin (1970) hat durch experimentelle Kalthaltung eine Larve mit einer Maximallänge von 10,8 cm überwintert. Nach diesen Untersuchungen werden nicht überwinterte Labortiere in keinem Fall länger als 10 cm.

Die Metamorphose der Knoblauchkröten beginnt im Regnitzbecken ab Anfang Juli und erstreckt sich bis Anfang August in Abhängigkeit von den Zeitpunkten der Laichablage und den während der Entwicklungszeit erreichten Wassertemperaturen, die in Gewässern mit Flachwasserzonen hohe Werte erreichen können und dadurch die Entwicklung der Larven beschleunigen. Anhaltspunkte für die zeitliche Einordnung des Ablaufes der Metamorphose am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft geben die Wanderbewegungen der Juvenilen im Bereich der Probefläche an der Hörbachweiherkette.

Juvenile Individuen wanderten zu folgenden Zeitpunkten erstmals in die Fallen ein:

26. Juli 1977

18. Juli 1978

12. Juli 1979.

Bei Mainz stellte Viertel (1976) eine starke Häufung der Migrationsgipfel frisch Metamorphosierter im August fest und hält Verschiebungen des Zeitpunktes der Metamorphose von über 2 Monaten durch ungünstige Temperaturbedingungen oder zu große Trockenheit für möglich. Da sich während des Zeitraumes der Metamorphose

die Juvenilen in unmittelbarer Gewässernähe aufhalten, sollten mechanische Beeinträchtigungen, insbesondere Mäharbeiten an den Böschungen unterbleiben. Die Individuen verharren dabei in der Nähe des Gewässers solange (ca. 8 - 14 Tage), bis der larvale Schwanzanhang (teilweise nur bis auf einen kleinen Rest) zurückgebildet ist. In dieser Latenzzeit entfernen sich die Individuen kurzzeitig lediglich bis ca. 50 m vom Gewässer weg. Dagegen können während dieser Zeitspanne Wanderungen zwischen den angrenzenden Teichen einer Weiherkette beobachtet werden. Diese Wanderbewegungen werden durch Niederschläge gefördert. Nach Abschluß der Rückbildung des larvalen Schwanzanhanges wandern die Juvenilen in die Sommerquartiere - ohne Koordination auf Populationsebene wie z.B. bei Erdkröten-Hüpfertingen (Buschinger et alii 1970) - endgültig ab. Im Gegensatz zu den Juvenilen von z.B. Kreuzkröte und Erdkröte sind die Juvenilen der Knoblauchkröte strikt nachtaktiv. Die Juvenilen wandern vom Laichgewässer locker koordiniert im Regnitzbecken etwa ab Anfang August ab (z.B. 6. August 1975 in Reutles).

2.1.11 Mehrjährige Laichplatztreue

Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens flächenbeanspruchender Maßnahmen, wie z.B. Straßenbau, Bebauung, Anlage von Sportanlagen, wasserwirtschaftliche Projekte, Rekultivierung von Entnahmestellen usw., werden die Naturschutzbehörden immer wieder mit der Frage konfrontiert, ob im Bereich dieser Maßnahmen liegende Kleingewässer, deren Bedeutung für die Amphibienarten nur in den seltensten Fällen im Einzelfall umfassend bekannt ist, gegen Anlage eines Ersatzlebensraumes möglichst in unmittelbarer Nähe durch den Maßnahmeträger beseitigt werden können oder aufgrund

der strikten Prägung der dort laichenden Amphibienpopulationen, die sich in einer mehrjährigen Laichplatztreue des größten Teiles der Population dokumentiert, unbedingt erhalten werden sollen. Für einige Amphibienarten liegen einschlägige Untersuchungen zu diesem Fragenkomplex vor:

- aus den Untersuchungen von Heusser (1969 b) geht hervor, daß die Laichplatzzugehörigkeit einer Erdkröte in der Regel definitiv ist. Die Rückkehrtendenz zum eigenen Laichplatz kommt in den Jahren nach der Verfrachtung deutlicher zum Ausdruck als im Verfrachtungsjahr. Mehrjährige Laichplatztreue und die damit verbundene Unmöglichkeit, adulte Individuen definitiv umzusiedeln, ist für mehrere der von Heusser untersuchten Erdkröten-Populationen charakteristisch.
- Blab (1978) überprüfte die Laichplatzwahl markierter Individuen der Arten Spring-, Gras- und "Wasserfrosch", deren Brutplatzzugehörigkeit bekannt war, in den auf die Markierung folgenden Jahren. Die Untersuchungen blieben schwerpunktmäßig auf diese Arten beschränkt, da die Molche die amputierten Phalangen im Verlauf eines Jahres in der Regel regeneriert hatten (Ausnahmen vor allem beim Kammmolch). Bei den wenigen adulten Molch-Individuen, die noch einwandfrei individuell anzusprechen waren, war Laichplatztreue über Jahre hinweg festzustellen. Die adulten Spring-, Gras- und "Wasserfrösche" erwiesen sich zu über 90% als laichplatztreu. Insbesondere die Treuewerte für den "Wasserfrosch" fielen auffallend hoch aus - nach Blab (1978) eine Konsequenz der Eigenart der Mehrzahl der adulten "Wasserfrösche", nie das Gewässer und seine engste Umgebung zu verlassen. Allerdings muß der untersuchte Kottenforst als suboptimaler "Wasserfrosch"-Biotop gelten, was Verallgemeinerungen unzulässig macht.

- Eine entsprechende Überprüfung der Knoblauchkrötenpopulation an der Hörbachweiherkette im Untersuchungszeitraum nach den Rückfängen markierter Individuen aus den Jahren 1977 und 1978 ergab folgende Ergebnisse:

Männchen	27%
Weibchen	38%.

Diese Individuen wurden jeweils nicht verfrachtet und nahmen in den auf die Markierung folgenden Jahren am Laichgeschehen in der Probefläche teil, d.h. in den Jahren 1978/79.

Die Wiederfangquoten der Knoblauchkröte sind im Vergleich zu den entsprechenden Werten der laichplatztreuen Arten Erdkröte, Gras-, Spring-, "Wasserfrosch" relativ gering. Wie bereits erwähnt, deuten auch die Beobachtungen der Anwanderung im Vorjahr in der Probefläche markierter Individuen in benachbarte Teiche der Weiherkette, sowie die jährlich schwankende Populationsgröße in der Probefläche auf eine geringe Laichplatztreue hin, auch wenn mehrjährige Wanderzyklen einzukalkulieren sind.

2.1.12 Arealgröße des Jahreslebensraumes

Um das Überleben der Amphibienpopulationen im Rahmen des Artenschutzes in unserer Kulturlandschaft zu garantieren, ist daher neben der Sicherung des Bestandes ~~der~~ existenznotwendigen Laichgewässer auch die Sicherung des Gesamtareals des Jahreslebensraumes vor nachteiligen Veränderungen, wie z.B. Zerschneidung durch Verkehrsstrassen, Absenkung des Grundwasserstandes, vor allem bei Moorfrosch usw. erforderlich. Dies trifft unabhängig von den Wanderleistungen für alle Amphibienarten zu und gilt insbesondere für Arten mit hohen Distanzen zwischen Laichgewässer und Jahresaufenthaltssort.

Nur wenige Amphibienarten, wie z.B. "Wasserfrosch", Seefrosch, Rot- und Gelbbauchunken, leben mehr oder weniger ganzjährig am und im Gewässer, wobei Jahresaufenthaltsort und Laichplatz zumeist identisch sind (Blab 1979 b). Gleiches gilt für die Geburtshelferkröte in ihrem Verbreitungsareal, da zumindest Teile der Kolonien eine erstaunliche Beharrungstendenz am einmal gewählten Biotop in geringer Entfernung des zur letzten Entwicklungsphase der Larven erforderlichen Gewässers zeigen. Andererseits stellt sich die Geburtshelferkröte an geeigneten Gewässern kurz nach deren Entstehen ein (Blab 1978).

Die übrigen Spezies wandern nach Abschluß des Laichgeschäftes vom Gewässer ab und gehen in einiger Entfernung davon an Land zur Sommeraktivität über (Blab 1979 b).

Die Knoblauchkröte gehört zu der Gruppe der Amphibienarten, die nach Abschluß des Laichgeschäftes (und u.U. einem unterschiedlich langen Aufenthalt im Laichgewässer) vom Gewässer abwandern und die Sommerquartiere aufsuchen. Bisher vorliegende Angaben von Blab (1973, 1978) und Kaufmann (1976) lassen den Schluß zu, daß die Sommerquartiere der Knoblauchkröte in der Regel gewässernah, meist weniger als 400 m vom Laichplatz entfernt liegen. Nach Lunau (1933) hatte ein Laichtümpel als Einzugsgebiet ein sich anschließendes Sandfeld und eine anstoßende Koppel mit Sandgrube.

Nach den mehrjährigen Beobachtungen an der Hörbachweiherkette liegen die Sommerquartiere der Knoblauchkröten-Populationen in maximal 200 m Entfernung von den Laichgewässern in den angrenzenden Sandäckern mit trockenen, lockeren Böden (Abb. 15). Die innerhalb dieses Gürtels liegenden Waldflächen (monostrukt-



Abb.15 Jahreslebensraum der Knoblauchkrötenpopulationen an der Hörbachweiherkette

rierter Kiefernwald) werden lediglich durchquert und nicht stationär besiedelt. Bei der Ausweitung des Jahreslebensraumes der Knoblauchkröten in ca. 400 m Entfernung südlich der Weiherkette handelt es sich um eine kleinfächige Sandentnahmestelle mit einer vorgelagerten gerodeten Fläche mit schütterer Vegetationsdecke. Vereinzelt wanderten adulte Knoblauchkröten (sowohl Männchen, als auch Weibchen) über größere Distanzen (400 - 600 m). Die Juvenilen halten sich in den gleichen Arealen wie die Adulten auf. Wegen der geringen Beobachtungsmöglichkeit und der eingeschränkten Zutrittsmöglichkeit in den bewirtschafteten Flächen innerhalb des Jahreslebensraumes der Knoblauchkröte war die Überprüfung der Frage nach einer möglichen geschlechtsspezifischen Zonierung der Populationsverteilung (wie z.B. Zunahme des Erdkrötenweibchenanteiles mit größerer Entfernung usw. nach Heusser (1968 b) nicht durchführbar.

Im übrigen dokumentieren sich die geringen Entfernungen zwischen Sommer-, Winterquartier und Laichgewässer in dem schnellen Eintreffen am Laichplatz im Frühjahr unmittelbar nachdem die Mobilität durch Ansteigen der Temperaturen auf ca. 4° C möglich war.

Bevorzugt halten sich die Individuen in relativ vegetationsarmen und deckungsfreien Flächen, wie den Wegetrassen, zur Jagd auf und sind über Stunden in einem bestimmten Wegabschnitt anzutreffen, wobei sie geringe Distanzen (ca. 30 m) aktiv absuchen. Derartige Jagdreviere werden über Tage hinweg behalten. Besonders attraktiv und damit gefährlich ist für die Knoblauchkröten der Teerbelag der Straßentrasse am Rande des Jahreslebensraumes der Population an der Hörbachweiherkette. Die Individuen halten sich dort wegen der im Vergleich mit den

angrenzenden Flächen höheren Wärme- und Feuchtigkeitsgradienten oft stundenlang angepreßt an den Teerbelag auf. Dennoch ist die Anzahl überfahrener Knoblauchkröten im Untersuchungszeitraum insgesamt gering (ca. 20 Individuen), weil nur ein sehr geringer Teil der Gesamtpopulation der Weiherkette in Richtung des Main-Donau-Kanals abwandert bzw. aus diesen Flächen zur Laichzeit anwandert.

Ca. 1 km nördlich der Hörbachweiherkette befinden sich die nächstgelegenen Laichplätze der Knoblauchkröten in den Seeleithenweihern. Von den dort siedelnden Populationen wandern nur vereinzelt Individuen in die Hörbachweiher ein. Die Sommer- bzw. Winterquartiere der Populationen an beiden Weiherketten überschneiden sich also nicht.

Die geringe Entfernung zwischen Laichgewässer und Jahreslebensraum bei den Knoblauchkröten dürfte wohl wesentlich die Ursache für die derzeit noch vorhandene Funktionsfähigkeit einiger Laichplätze sein, wie z.B. bei Reutles, am Bahnhof Bubenreuth usw., die von den Straßentrassen in nächster Umgebung geradezu eingegrenzt sind.

Insoweit können sich Vorkommen der Knoblauchkröte, im Gegensatz zu anderen Amphibienarten, mit langen Wanderdistanzen in der Kulturlandschaft mit nur noch wenigen, nicht von Straßentrassen durchschnittenen Jahreslebensräumen noch längere Zeit behaupten, auch wenn ein genetischer Austausch mit anderen Populationen nicht mehr möglich ist und diese Populationen daher als isolierte Reliktvorkommen zu bezeichnen sind (z.B. Galgensee bei Reutles). Die Situation bringt es mit sich, daß bei einer Zerstörung des Laichhabitats (Verfüllung, Überbauung usw.) das Verlöschen des Vorkommens in diesen Bereichen nach einigen Jahren vorprogrammiert ist.

Einer besonderen Gefährdung unterliegen die Knoblauchkröten durch die landwirtschaftliche Bodennutzung in ihren Jahreslebensräumen. Es sind einige Beispiele aus der Population des Galgensees belegt, die zeigen, daß Knoblauchkröten Extremitäten oder Teile davon glatt abgetrennt wurden. Daß die tagsüber vergrabenen Knoblauchkröten durch die landwirtschaftlichen Geräte erfaßt werden, bestätigen Landwirte, die die Felder an der Hörbachweiherkette bewirtschaften. Insbesondere bei der vollmaschinellen Kartoffelernte werden Knoblauchkröten aus der Erde geholt, teilweise auch getötet. Die Wahrscheinlichkeit, in den Feldern vergrabene Knoblauchkröten beim Pflügen zu töten, sind durch die Einführung tiefer reichender Geräte (früher 18 cm, heute 30 cm und tiefer) stark gestiegen. Aus Beobachtungen von Knoblauchkröten, die in einem Terrarium gehalten wurden, ist zu schließen, daß sich die Kröten mindestens 15 - 20 cm tief vergraben, Savage (1942) gibt ca. 12 cm im Terrarium und bis 2 m im Freiland, Cochran (1970) bis 1 m Grabtiefe an. Die landwirtschaftlichen Maschinen erreichen daher einen Teil der Knoblauchkrötenpopulation, weil die Geräte bis in mindestens 20 cm Tiefe vordringen. Das gilt vor allem für Bodenfräsen, die zur Vorbereitung des Spargelanbaues im Knoblauchsland am Reutleser Galgensee eingesetzt werden. Dazu kommt, daß die Spargelfelder Ende April/Anfang Juni während der Abwanderungsperiode der Knoblauchkröten bearbeitet werden, so daß auch zu diesem Zeitpunkt merkliche Verluste zu verzeichnen sein dürften.

Um derartige Verlustursachen einzuschränken, erscheint es zur Erhaltung der Population erforderlich, ein System von Brachflächen in mehrjährigem Wechsel innerhalb des Jahreslebensraumes als Rückzugsgebiete anzulegen. Diese Flächen sollten möglichst die nach Meißner (1970) von Knoblauchkröten zum

Vergraben bevorzugten Bodenqualitäten aufweisen (weniger feucht, locker, bis 3 mm Durchmesser der Einzelkornstruktur.)

2.1.1.13 Herbstwanderung

Ab Anfang September bewegt sich ein geringer Teil der Knoblauchkröten-Population der Hörbachweiherkette - und zwar ohne Unterschied sowohl Männchen als auch Weibchen - auf die Laichhabitate in der Weiherkette bereits wieder zu, rücken aber nicht bis in die Gewässer vor. Zur gleichen Zeit wandern jedoch auch einzelne Individuen aus den Feldern an der Hörbachweiherkette ab und gehen in weiter entfernte Flächen (z.B. im Bereich der Sandentnahmestelle südöstlich der Weiherkette) zu stationärer Lebensweise über. Vereinzelt beteiligen sich Juvenile an den Wanderbewegungen.

Insgesamt führen nur sehr wenige Individuen erkennbare Wanderbewegungen im Herbst durch, in erster Linie handelt es sich dabei um Individuen aus weiter entfernten Sommerquartieren, während die Mehrzahl der Knoblauchkröten sich stationär in den Sommerquartieren in den Feldern in der Nähe der Laichgewässer aufhalten und nicht in die Laichhabitate einwandern. Die Aktivitäten werden deutlich durch Regenfälle gefördert, brechen aber Anfang Oktober - Beginn der Einwinterungsperiode - plötzlich selbst bei optimalen Bedingungen (Regenfälle, hohe Temperaturen) ab. Im Gegensatz zu anderen Amphibienarten (z.B. "Wasserfrösche", Teichmolch) hielten Knoblauchkrötenpopulationen im Untersuchungszeitraum strikt die Überwinterungszeit ab Oktober bis ca. Anfang/Mitte März auch im milden Winter 1977 ein, während nach Wendland (1967) einzelne Knoblauchkröten im warmen Winter bereits Ende Januar ihr Winterquartier verließen.

Auch Viertel (1976) verzeichnete keine Wanderaktivitäten von Knoblauchkröten in einem der Wintermonate. Meißner (1970) berichtet von einer Abnahme der Grabaktivität ab Mitte Oktober. Den Beginn der Überwinterung setzte Wendland (1967/1968) für Ende September/Anfang Oktober aufgrund der Kontrollen von Waldkauzgewöllen fest.

2.1.14 Temperatur

Die Einwanderung begann im Frühjahr 1977 am 10. März an der Hörbachweiherkette, als die Temperaturen auf $+4^{\circ}\text{C}$ gestiegen waren (Abb 8, S. 69). Die Einwanderung wurde am 11. März noch, wie auch während des weiteren Verlaufs der Wanderung zu beobachten war, fortgesetzt, obwohl die Minimal-Temperatur bis auf $+1^{\circ}\text{C}$ abfiel. Die Wanderung verläuft im Frühjahr mit zunehmender Dauer und mit fortschreitender Annäherung an die Laichzeit unabhängig von den Temperaturen. Lediglich Temperaturwerte unter 0°C stoppten für kurze Zeit die Wanderaktivitäten. Hohe Temperaturwerte, insbesondere in Verbindung mit Niederschlägen, fördern während der gesamten Aktivitätsperiode die Aktivitäten der Knoblauchkröten. An den Tagen mit hohen Minimaltemperaturen, wie z.B. 18. März/ $5,7^{\circ}\text{C}$, 23. April/ $8,1^{\circ}\text{C}$, wanderten deutlich mehr Individuen im Bereich der Probefläche als an Tagen mit niedrigeren Temperaturwerten.

1978 überschritten die Temperaturen bis 26. März nur am 10. und 13. März die $+4^{\circ}\text{C}$ - Linie und fielen jeweils ab Ende Februar im Abstand von wenigen Tagen immer wieder unter 0°C . Der Beginn der Frühjahrswanderung verzögerte sich daher gegenüber 1977 um ca. 2 Wochen (Abb. 9, S. 70). Die Wanderaktivitäten drängten sich gegen Ende März/Anfang April auf die

wenigen frostfreien Tage zusammen, die Minimal-Temperaturen erreichten an diesen Tagen über 6°C .

Wie 1977 konnte mit fortschreitender Dauer der Wanderaktivitäten ein zunehmend von Temperaturen unabhängiger Verlauf der Wanderung beobachtet werden, wie z.B. als am 2. April mit einer Minimaltemperatur um 2°C wandernde Individuen registriert wurden, während zu Beginn der Wanderperiode bei dieser niedrigen Temperatur keine Aktivität beobachtet werden konnte.

1979 trafen am 14. März erstmals bei Minimal-Temperaturen über 5°C Knoblauchkröten an den Laichhabitaten an der Hörbachweiherkette ein, während der folgenden Tage wanderten noch bei Minimaltemperaturen um 2°C Knoblauchkröten (Abb. 10, S. 71). Die Individuen waren jedoch an solchen Tagen maximal bis 24 Uhr aktiv, während in Nächten mit Minimaltemperaturen über 5°C bis in die frühen Morgenstunden aktive Knoblauchkröten beobachtet werden konnten.

Ein fast identischer Ablauf der Temperaturabfolge und der Wanderaktivitäten im Vergleich mit der Population der Probefläche in der Hörbachweiherkette wurde am Reutleser Galgensee 1979 beobachtet (Abb. 11, S. 72). Die bereits dargestellten Tendenzen gelten ohne Einschränkung auch für diese Population.

2.1.15 Niederschläge

Grundsätzlich fördern Niederschläge (insbesondere während der Nacht) und hohe Luftfeuchtheitswerte die Aktivitäten der Knoblauchkröte. Nach Savage (1942) ist es gerade warmer Regen, der die Knoblauchkröte meist an die Oberfläche bringt. Meißner (1970) führt eine erhebliche Steigerung der Aktivität auf Regen- und

Gewitterstimmung zurück. Wie aus Abb. 8, S. 69) hervorgeht, begleiten nur zu Beginn der Frühjahrswanderung 1977 Niederschläge und hohe Luftfeuchtigkeit die Wanderaktivitäten. Mit zunehmender Dauer der Wanderungen wird deutlich, daß die Aktivitäten zwar durch diese Faktoren gefördert bzw. wie bei den meisten anderen Amphibienarten, darunter die Erdkröte, durch Regen mitstimuliert wird (Heusser 1968 b), aber nicht strikt von diesen Faktoren abhängig sind. Dies ist 1977, insbesondere zwischen 20. und 26. März, sowie zwischen 30. April und 10. Mai in Abb. 8, S. 69) zu erkennen, als Wanderaktivitäten bei trockener Witterung verzeichnet wurden. Für die Aktivitäten der Juvenilen ab Ende Juli 1977 gilt das gleiche. Die Wanderaktivitäten wurden durch Niederschläge am 25. Juli ausgelöst, dauern aber in den folgenden Tagen auch bei trockenem Wetter an. 1978 zeigte im Zusammenhang mit den zur Auslösung der Wanderung nicht ausreichenden Temperaturwerten zu Beginn der Frühjahrswanderung Ende März, daß die Wanderaktivitäten der Knoblauchkröten-Populationen analog zu den Beobachtungen bei der Erdkröte (Heusser 1968 b) auf eine "Sollzeit" angesetzt sind, die sich gegenüber den Wetterbedingungen nur teilweise durchsetzen kann, andererseits die Wanderaktivitäten während der saisonalen Aktivitätsperiode - die Wanderbewegungen der Juvenilen eingeschlossen - zwar durch Regen mitstimuliert werden, aber nach Auslösung der Wanderung von Niederschlägen unabhängig weiter fortgesetzt werden (Abb. 9, S. 70).

Das Verhaltensmuster der beiden 1979 untersuchten Populationen bei Möhrendorf und Reutles unterschied sich nicht von den Beobachtungen der Vorjahre (Abb. 10 und 11, S. 71 und 72).

Der Einfluß der Wetterbedingungen, insbesondere auch das Wandergeschehen, dargestellt anhand der Faktoren Luft, Temperatur, Niederschlag und relative Luftfeuchtigkeit zeigt Parallelen zu den Erkenntnissen über das Wanderverhalten der Erdkröten (Heusser 1968 b).

Wie bei den Erdkröten, bewirkt eine Kalendergebundenheit der Knoblauchkrötenpopulationen, daß auch bei optimalen Wanderbedingungen vor Beginn der Aktivitätsperiode ab Mitte März keine Individuen zu beobachten sind, während nach Beginn der Wanderbewegungen auch bei relativ geringen Populationen Knoblauchkröten aktiv sind. Es ist durchaus denkbar, daß sich der Wandertrieb der Knoblauchkröten analog zum Verhalten der Erdkröten mit den Faktoren Regen und Temperatur summiert, so daß es mit zunehmendem Wandertrieb später immer kühler sein darf und weniger regnen muß, um eine bestimmte Wanderfrequenz als Ausdruck der durchschnittlichen Wanderbereitschaft vieler Kröten auszulösen (Heusser 1968 b).

2.1.16 Verfrachtungsversuche

Von März bis August 1979 wurden Kollektive oder Einzelindividuen der Knoblauchkröten im Rahmen einer Umsiedlungsaktion von Reutles in die Probefläche nach Möhrendorf verfrachtet. Die Individuen wurden individuell und zusätzlich kollektiv gekennzeichnet, um sie deutlich von den Individuen der Population in der Hörbachweiherkette unterscheiden zu können. Grundsätzlich wurden 50% der pro Kontrolltag anwandernden Individuen und 100 % der abwandernden Individuen nach Möhrendorf noch am gleichen Tag gebracht, um die Aufenthaltsdauer in den Fallen so gering wie möglich zu bemessen. In der Regel betrug diese unter 12 Stunden, da im allgemeinen die Knoblauchkröten nach dem Einbruch der Dämmerung in die Fallen einwandern. Damit sollten mögliche Retardierungseffekte (Blab 1978) vermieden werden, da ortstreue Amphibien in der Regel in der späten Vorlaichzeit oder der Zeit der ersten Laichabgabe eine Umstimmung durchmachen, in deren Verlauf die Bereitschaft, einen bestimmten Laichplatz auf-

zusuchen, erlischt (Blab 1978, zitiert nach Heusser 1968 b).

Analog zu den Versuchen von Blab (1978) sollte die Bindung der Knoblauchkröte an ihr Laichhabitat die Abwanderungstendenzen im Laufe der Laichsaison, geschlechtsspezifische Unterschiede usw. überprüft werden.

Wegen der isolierten Lage des Reutleser Galgensees konnte vorausgesetzt werden, daß die verfrachteten Individuen der gleichen Population angehören und somit keine populationsfremden Individuen mit unterschiedlichen Laichplatzprägungen unter den Verfrachtungskontingenten zu finden sind. Der Umfang der verfrachteten Individuen wurde durch die Anzahl der Individuen, die in den Fallen einwanderten und das zeitliche Verteilungsmuster ihrer Wanderaktivitäten vorgegeben. Auch ist dabei zu berücksichtigen, daß die Weibchen im Vergleich mit den Männchen durchschnittlich später die Anwanderung zum Laichgewässer aufnehmen und die einzelnen Tiere individuell unterschiedliche Reaktionen auf die Verfrachtung nach Alter und physiologischen Zustand zeigen können. Zusätzlich zu den Verfrachtungen der Individuen nach Möhrendorf wurde am 17. März während der Vorlaichzeit ein 8 Individuen umfassendes Kollektiv 50 m vom Laichhabitat entfernt in die Felder versetzt. Insbesondere durch die umfangreichen Niederschlagsmengen Ende März und in geringerem Ausmaß über den Monat April verteilt bestanden im Zusammenhang mit relativ hohen Lufttemperaturen nach dem Verfrachtungszeitpunkt aktivitätsfördernde Bedingungen, wenn auch an einigen Tagen, wie z.B. am 4., 5., 9. und 10. April durch das Absinken der Minimaltemperaturen unter 0°C die Aktivitäten einschränkt wurden. Es wäre durchaus denkbar, daß die verfrachteten Individuen über

die geringe Distanz von 50 m z.B. durch den bei den Amphibien möglichen Orientierungsfaktor Hydrotaxis (Heusser 1969 b) diesen isoliert gelegenen Laichhabitat spontan und vollzählig gezielt wieder ansteuern. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß in dem Maße, wie die Amphibien Regenwetter zum Wandern bevorzugen, die Orientierung in einem Gefälle hydrischer Reize unmöglich wird (Heusser 1969 b).

Offensichtlich liegt jedoch keine große Rückkehrbereitschaft bei verfrachteten Knoblauchkröten selbst während der Vorlaichzeit vor.

Von den 8 verfrachteten Individuen (6 Männchen und 2 Weibchen) erreichten insgesamt nur 2 Knoblauchkröten (1 Männchen und 1 Weibchen), d.h. 25% wieder das Laichgewässer. Für die 50 Meter Distanz zum Laichgewässer benötigten die beiden Individuen 17 bzw. 28 Tage und trafen noch vor dem letzten 1979 beobachteten Laichablagetermin am 28. April am Galgensee ein.

Verfrachtungen von Reutles nach Möhrendorf

	Vorlaichzeit		Laichzeit		Nachlaichzeit	
	26.3. - 15.4.		15.4. - 28.4.		28.4. - 14.7.	
	♂	♀	♂	♀	♂	♀
	n = 25	n = 11	n = 7	n = 25	n = 47	n = 16
Wiederfänge	52%	54%	28%	40%	21%	37%
mehrmalige Wiederfänge	36%	27%	0%	12%	4%	0%

Insgesamt wurden in der Laichperiode 1979 79 Männchen und 52 Weibchen von Reutles nach Möhrendorf verfrachtet.

In der Hörbachweiherkette begann die Laichzeit 1979 gleichzeitig mit der Laichablage im Reutleser Galgensee am 15. April.

Aus den oben dargestellten Werten wird deutlich, daß die Abwanderungstendenz bei den verfrachteten Knoblauchkröten-Männchen und -Weibchen während der Vorlaichzeit relativ hoch ist, auch wenn nicht die Werte der laichplatztreuen Arten, wie z.B. Springfrosch oder Grasfrosch (Blab 1978), erreicht werden.

Die Abwanderungstendenz sinkt bei den Knoblauchkröten-Männchen deutlich mit Beginn der Laichzeit und unterscheidet sich von den Werten der Weibchen, da die Weibchen verzögert am Laichgewässer eintreffen. Die niedrigsten Werte treten bei beiden Geschlechtern in der Nachlaichzeit auf, weil die Individuen entweder am Laichplatz eine Umstimmung (nach Heusser 1968 b) mitgemacht haben oder umgestimmt und damit nur hydrotaktisch orientiert (Aufsuchen des nächsten Gewässers ohne Berücksichtigung der vorhandenen Prägung) am Gewässer ankommen, so daß die Tendenz, das Gewässer nach der Verfrachtung wieder zu verlassen, gering ist.

Diese im Laufe einer Laichsaison kontinuierlich abnehmende Abwanderungstendenz zeigen die Daten der mehrmaligen Wiederfänge. Insbesondere die geringe Wiederfangquote nach der Verfrachtung einer kleinen Gruppe von Knoblauchkröten über die Distanz von 50 Metern in der Vorlaichzeit in Verbindung mit den Ergebnissen der Wiederfänge zur Überprüfung der mehrjährigen Laichplatztreue, so-wie die oben dargestellten Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß Knoblauchkröten nicht als laichplatztreu im Sinne der Beobachtungen, z.B. bei Erdkröten (Heusser 1968 b) zu bezeichnen sind und eher als vagil gelten können, auch wenn deutlich erkennbar ein Teil der untersuchten Populationen eine mehrjährige Laichplatztreue zeigt.

2.2 Phänologie und Ökologie weiterer mituntersuchter Amphibienarten

2.2.1 Teichmolch (*Triturus vulgaris*)

Zusammen mit den "Wasserfröschen" - in der Regel juvenilen Exemplaren (Blab 1973)-zeichnen sich die Teichmolche, häufigste Molchart im Regnitzbecken, durch die frühzeitige Aufnahme ihrer Wanderaktivitäten gegenüber den übrigen Amphibienarten nach der Überwinterung im Frühjahr aus, sobald die Witterungsbedingungen die Lokomotionen gestatten (Balb 1978).

Aus neueren Untersuchungen zu Verbreitung und Ökologie der Amphibien in der Erlanger und Forchheimer Umgebung (Blab 1973, Stöcklein 1973) sowie im Mohrweihergebiet (Kaufmann 1976) liegen Vergleichsdaten vor, die es erlauben, im langjährigen Vergleich die Aktivitätsmuster der Teichmolchwanderaktivitäten in groben Umrissen festzulegen. Es sind jedoch dabei die Abweichungen zu vernachlässigen, die durch mikroklimatische Faktoren verursacht werden. Blab (1973) beobachtete in der Erlanger Umgebung erstmals einen Teichmolch am 5. März nach Aufschlagen einer dünnen Eisdecke im Laichgewässer. In den gleichen Zeitraum fallen die ersten Beobachtungen von Teichmolchen in den untersuchten Laichgewässern in der Forchheimer Umgebung (Stöcklein 1973). Nach Freytag in Stresemann (1974) kann der Teichmolch jedoch schon im Januar oder Februar im Wasser anzutreffen sein. Auch Kaufmann (1976) fand Teichmolche im Mohrweihergebiet erstmals in der ersten Märzhälfte 1974. Bei den Untersuchungen von Blab (1978) wurde die offensichtlich sämtlichen Molcharten eigene Tendenz beobachtet, sehr zeitig im Frühjahr zu wandern.



Abb. 16 - Teichmolch-Vorkommen im
Untersuchungsgebiet bei
Möhrendorf

Verbreitungsmuster

Wie aus Abb. 16 hervorgeht, sind die Teichmolche locker über die Hörbachweiherkette verbreitet. Sporadisch ist auch daneben der Kammolch als einzige weitere Molchart vertreten. Die größten Teichmolchpopulationen befinden sich in den Weihern, die den Waldflächen unmittelbar benachbart sind und sich durch reiche Vegetationszonierungen auszeichnen. Das ist vor allem in den Weihern am Ost- bzw. Nordwestende der Weiherkette der Fall. Kaufmann (1976) stellte im Mohrweihergebiet gleichfalls eine derartige Präferenz fest. Auch im Vergleich zur Teichmolchpopulation des isoliert gelegenen und nicht teichwirtschaftlich genutzten Galgensees bei Reutles umfaßt die Population des quantitativ untersuchten Weihers in der Hörbachweiherkette nur relativ wenige Exemplare.

Als häufigste Molchart ist der Teichmolch im Regnitzbecken gleichmäßig über die Niederungen bei einigen Schwerpunkten verteilt, in Gewässern der Hanglagen aber wesentlich seltener (Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977). Die geringere Vorkommensdichte des Teichmolchs in den kühleren und oft beschatteten Gewässern beruht auf den ungenügend realisierten Lebensraumansprüchen des mehr wärmeliebenden Teichmolchs.

Insbesondere die flächendeckende Kartierung der Verbreitung des Teichmolchs im Spessart zeigt, daß die dort verfügbaren Laichgewässer den ökologischen Ansprüchen des Teichmolchs als Bewohner eutropher, sehr träge fließender, von submersen Krautpflanzen durchwachsender, sonniger und warmer Gräben und Weiher, wie sie das Maintal aufweist, nicht genügen (Malkmus 1971). Als deutlichste Flachlandform besiedelt der in der Region Bern niemals besonders häufige Teichmolch bevorzugt sonnige, warme, eher seichte und vegetationsreiche Tümpel (Grossenbacher 1974). Das gleiche gilt für die z.B. im Kreis Iserlohn untersuchten Teich-

molchvorkommen (Feldmann 1971).

Wie aus der Zahl der Fundortnachweise hervorgeht, bietet das Mohrweihergebiet im Vergleich zum Regnitzbecken den wärmeliebenden Teich- und Kammolchen in größerem Umfang Lebensräume und Laichplätze. Im Regnitzbecken beherbergen die flachen Sandgrubentümpel, sowie die übrigen Kleingewässer die größten Populationen (Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977). Eine genaue quantitative Einschätzung der einzelnen Populationen ist jedoch bei der Durchführung großflächiger Kartierungen nicht möglich und daher als wesentliche Fehlerquelle bei der Beurteilung der Funktionsfähigkeit der Laichhabitate zu berücksichtigen, denn für das Überleben einer Tierart ist das Verhältnis von Adultpopulation zur Anzahl metamorphosierter Juveniler pro Laichsaison ausschlaggebend, vor allem wenn diese Tierart - wie bei den Molcharten zu beobachten - eine relativ geringe Reproduktionsrate aufweist.

In stark verkrauteten Teichen findet man Teichmolche fast immer, in frisch entlandeten größeren Teichen wesentlich seltener.

Unabhängig von der Beschattung der Gewässer besiedeln die Teichmolche die Wasserstellen der Niederungen, während Vorkommen in Hochlagen nur außerhalb der Wälder unter Berücksichtigung der unbedingt notwendigen Differenzierung nach mikroklimatischen Faktoren zu verzeichnen sind.

Die Weiher innerhalb einer Weiherkette, die diesen Ansprüchen des Teichmolchs in geringerem Ausmaß genügen, werden offenbar zunehmend lediglich auf der Wanderung zum definitiven Laichplatz, in das Sommer- bzw. Winterquartier, oder auch zum Überwintern aufgesucht. Dabei ist zu beobachten, daß sich die Einzugsgebiete verschiedener Laichplätze überschneiden.

Die Funktion dieser Weiher tritt deutlich gegenüber randlich gelegenen Gewässern zurück. Allerdings ist das Ausmaß der Wanderbewegungen zwischen den einzelnen Weihern mit Laichplätzen kopfstarker Populationen innerhalb der Hörbachweiherkette relativ gering und differiert zudem im langjährigen Vergleich stark. So wurden 1977 im Gegensatz zu den beiden folgenden Jahren in den Fällen des abgezaunten Weihers keine Wanderbewegungen adulter Exemplare registriert. Dagegen wanderten diesjährige Jungtiere aus den vegetationsreicheren angrenzenden Weihern neben der Straße mit kopfstarken Teichmolchpopulationen zu (Abb. 17).

Parallelen zu dieser Beobachtung lassen die Untersuchungen von Blab (1978) erkennen: die Molchbestände der einzelnen Gewässer im Kottenforst bei Bonn wiesen beträchtliche natürliche Fluktuationen auf, wobei offensichtlich ein Zwei-Jahreszyklus vorherrschte.

Herbstwanderung

Die Abwanderung von den Laichgewässern in der Hörbachweiherkette setzte 1977 nach zögerndem Beginn Ende Juli in der zweiten Augushälfte in mehreren getrennten Schüben verstärkt ein. Nach einem Zeitraum von ca. 5 Wochen konnten Ende September wieder anwandernde juvenile Teichmolche beobachtet werden. Die letzten Einzeltiere wanderten Mitte bzw. Ende Oktober jeweils zwischen den einzelnen Weihern ohne eine Vorzugsrichtung erkennen zu lassen und überwinterten in Gewässernähe ein.

Noch nicht geschlechtsreife Teichmolche die - der Größe nach zu schließen - mindestens eine Saison in dem abgesperrten Weiher bzw. in den Uferböschungen verblieben waren, verließen im

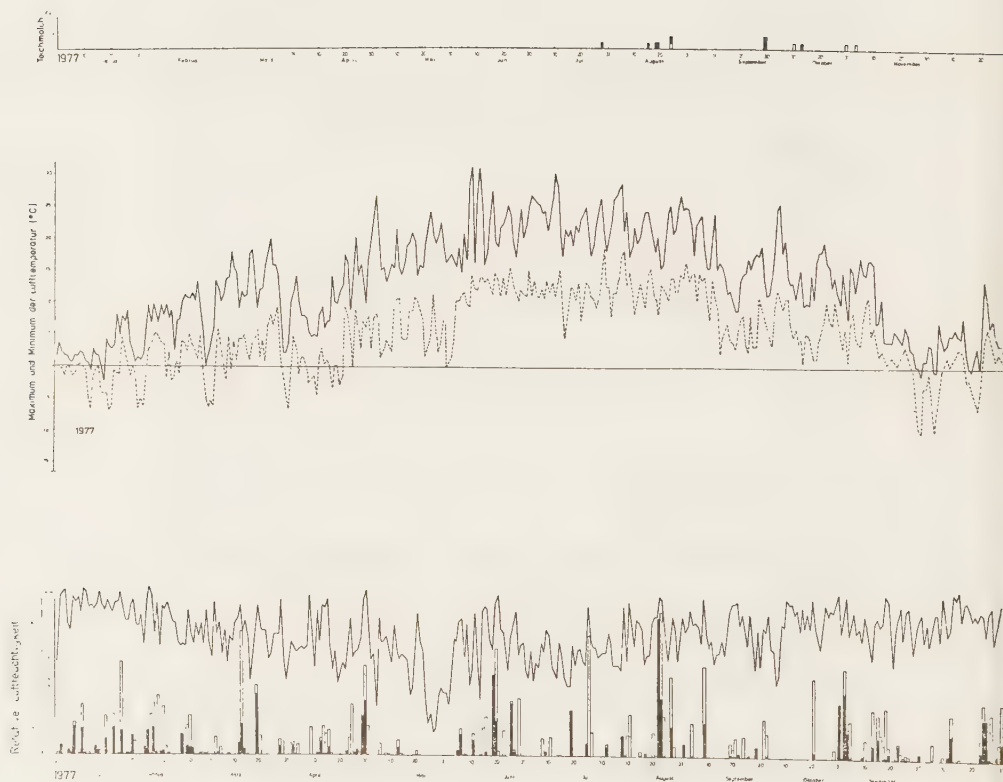


Abb. 17

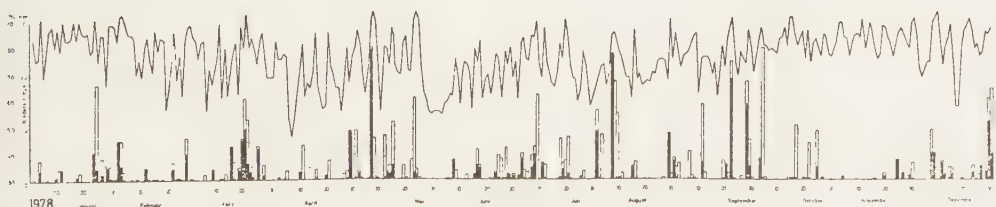
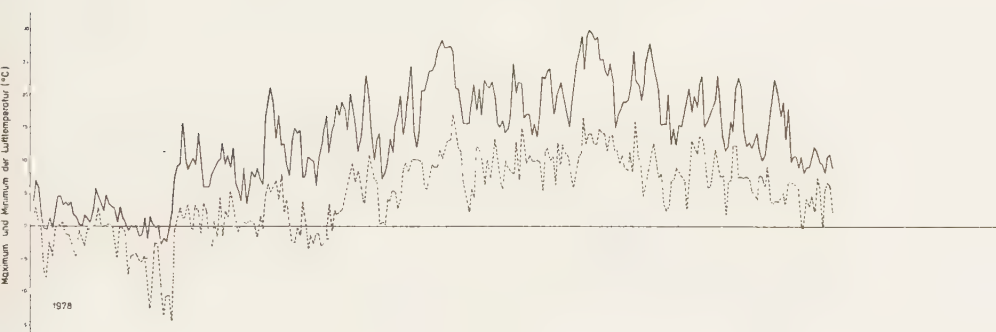
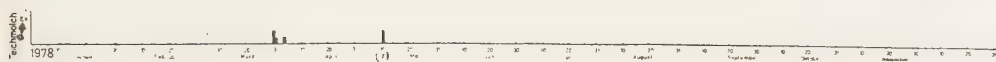


Abb. 18

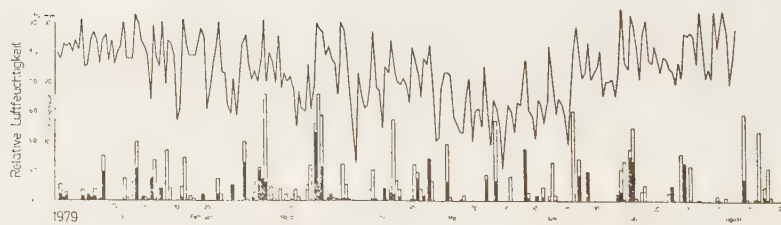
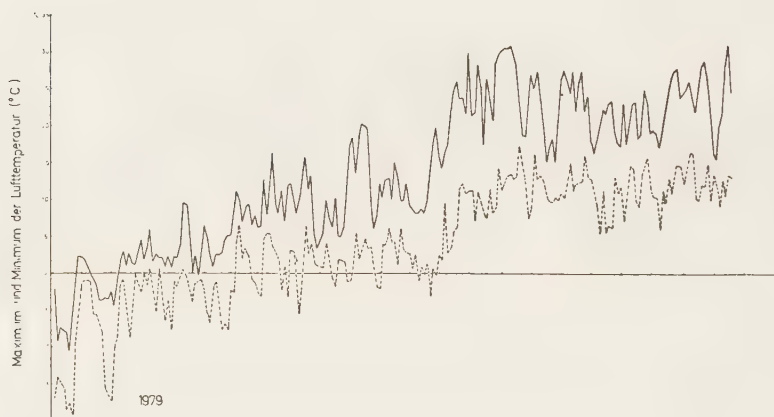
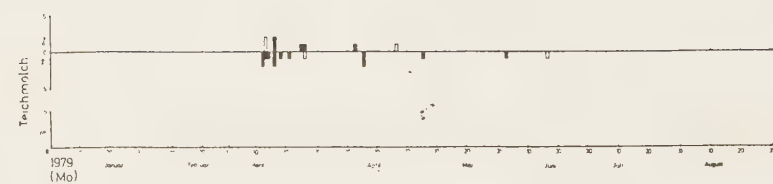
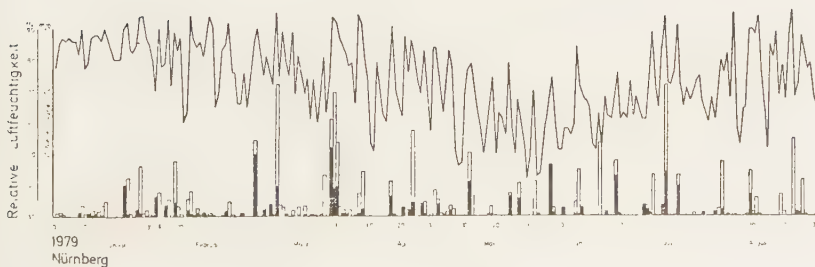
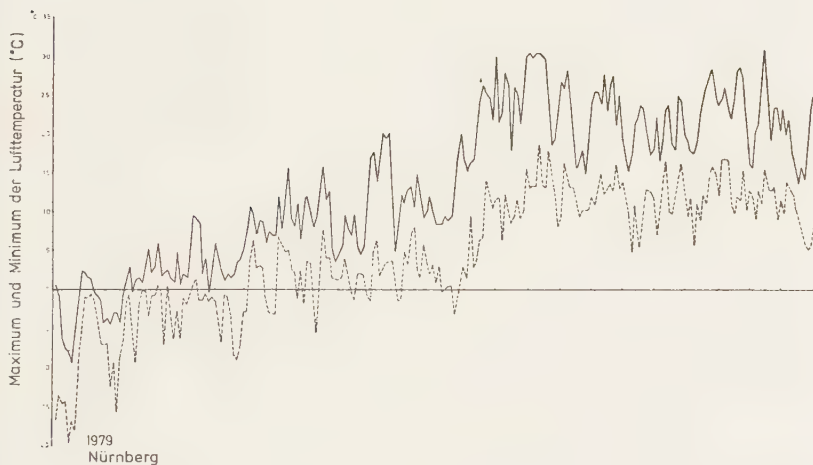
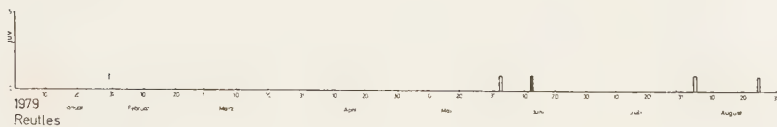


Abb. 19



gleichen Zeitraum das Gewässer und durchwanderten die beiden östlich angrenzenden Weiher auf dem Weg in die Überwinterungsquartiere in den Waldflächen am Seebach.

Nach den langjährigen Beobachtungen von Hecht (1931) überwintern Teichmolche am Rande des Gewässers oder im Wald.

Frühjahrswanderung

1978 wanderten im Frühjahr Ende März/Anfang April lediglich einige wenige nichtgeschlechtsreife Jungtiere aus dem östlich angrenzenden Weiher in die Fallen der Probefläche ein (Abb. 18). Inzwischen war die Anwanderung der Adulten zu den Laichgewässern der Hörbachweiherkette bereits ab Mitte März nach einigem Zögern in größerem Umfang in Gang gekommen, wie Straßenfunde bei den Hörbachweiheren belegten. Die Beobachtungen und Daten von Kaempfer (Scholl in lit.) an dem Amphibienzaun bei Forchheim zeigen das gleiche Verhaltensmuster für die Teichmolchpopulation in diesem Gebiet.

Wie z.B. im Kottenforst (Blab 1978) und im Kreis Iserlohn (Feldmann 1971) dürfte der größte Teil der Teichmolchpopulation bereits Ende März in die Laichgewässer eingewandert sein.

Im Oppenheimer Raum fand Viertel (1976) im Februar und März jeweils hohe Migrationsraten. Weitere Gipfel liegen im Mai und August bis September.

1979 setzte die Frühjahrswanderung aufgrund der Witterungsbedingungen in Möhrenndorf und in Reutles bereits im ersten Märzdrittel ein (Abb. 19, 20). Die Anwanderung verlief dabei an beiden untersuchten Gewässern fast synchron in zwei durch Temperaturabfälle unter 0°C getrennten Wanderschüben ab. Die Wanderakti-

vitäten werden in dieser Phase der Anwanderung nach Wiedererwärmung schnell wieder aufgenommen. Bedingt durch die Kaltlufteinbrüche zog sich die Anwanderungsphase im wesentlichen bis Mitte April hin. Später erreichten nur noch einige Nachzügler die Gewässer. Im Vergleich zu den Aktivitäts-schemata von Blab (1978), die keine prinzipiellen Unterschiede im groben schematischen Ablauf der Wanderaktivitäten erkennen lassen, ist dagegen der aufgrund der unterschiedlichen klimatischen Voraussetzungen in den Untersuchungsbioten später liegende Beginn der Frühjahrswanderungen deutlich erkennbar. Während im Kottenforst mit günstigeren klimatischen Bedingungen im Durchschnitt ab Mitte Februar die Einwanderung schwerpunktmäßig einsetzt, werden die Aktivitäten im hiesigen Raum nach meist zögerndem Beginn durchschnittlich zu Beginn des zweiten Märdrittels - mit möglichen kleineren Veränderungen durch die herrschenden Witterungsverhältnisse - voll aufgenommen.

Bereits zu Beginn der Einwanderung wanderten 1979 an den beiden Gewässern bei Möhrendorf und Reutles, die durch die Abschränkungen eine genauere Untersuchung der Aktivitätsmuster zuließen, einzelne Teichmolche ab.

An der Hörbachweiherkette verlassen bereits ab Anfang September einzelne Individuen ihre Sommerlebensräume und bewegen sich - ab Anfang Oktober verstärkt - in Richtung Laichgewässer. Diese Zunahme anwandernder Teichmolche wird durch die Funde auf der relativ gut kontrollierbaren asphaltierten Gemeindeverbindungsstraße östlich der Weiherkette vor allem im Bereich der Waldflächen, die offensichtlich wegen der kleinklimatisch günstigeren Verhältnisse (höhere Feuchtigkeitwerte, geringere Temperaturschwankungen) gegenüber der offenen Feldflur fast ausschließlich durchwandert werden und so "Zwangspunkte" für die eingeschla-

genen Wanderrouuten darstellen, deutlich.

Einzelne Individuen erreichen die Weiherkette noch vor dem Abschluß der primär endogen gesteuerten (Blab 1978) Wanderaktivitäten gegen Anfang November. Nachdem dort überwintert wurde, werden diese Individuen gleichzeitig mit den noch anwandernden Exemplaren wieder aktiv, wandern ab und durchwandern weitere Weiher der Weiherkette auf den Weg zum definitiven Laichplatz, wie durch die nur kurzzeitig erkennbaren Markierungen nachgewiesen werden konnte. Die Registrierung von einzelnen Teichmolchindividuen während der Wanderaktivitäten im Frühjahr als "abwandernd" könnte durch die Erfassungsmethodik verursacht werden. Auch steht nicht in jedem Fall eine Ortsveränderung in direktem Zusammenhang mit der Fortpflanzung. Insbesondere bei einem Teil der Molchpopulationen können die registrierten Aktivitäten regelmäßig mit der Nahrungssuche außerhalb der Gewässer in Verbindung gebracht werden.

Wie im Kottenforst (Blab 1978) und an den Hörbachweihern beobachtet wurde, überwintern die Teichmolche, die die Laichplätze unmittelbar bereits während der Herbstwanderung erreichten, zum Teil unter Wasser. Die Tiere, die in den Böschungen des isoliert gelegenen Reutleser Galgensees überwinterten, könnten in die Fallen bei der Wiederaufnahme der Aktivitäten im Frühjahr geraten sein. Die Wiederfänge dieser Individuen an der Außenseite der Abschränkungen nach kurzer Zeit deuten auf dieses Verhaltensmuster hin.

Laichzeit

Unmittelbar nach Erreichen der Laichgewässer beginnen die Teichmolche in enger Wechselbeziehung zur Wassertemperatur mit

Balzspiel und Laichabgabe, die sich über mehrere Wochen und Monate hinziehen (Blab 1978). Die genaue Beobachtung dieses Zeitabschnittes ist vor allem in den bevorzugt besiedelten, stark verkrauteten Gewässern durch die Vegetationsstrukturen sehr erschwert.

Ähnlich wie im Kottenforst (Blab 1978) kann nach den Beobachtungen von Teichmolchen im Hochzeitskleid an der Hörbachweiherkette und am Reutleser Galgensee davon ausgegangen werden, daß sich die Laichzeit über ca. 2 Monate erstreckt und der Höhepunkt der Laichaktivitäten etwa ab Mitte April bis Ende Mai erreicht wird. Ab Anfang Juni verlassen die Teichmolche relativ locker koordiniert die Laichgewässer (Abb. 20, S. 137). Dies zeigen auch die Ergebnisse von Blab (1978) im Kottenforst.

Nach den Straßenfunden vermeiden es Teichmolch-Jungtiere wie die adulten Individuen weitgehend, größere Strecken über die offene Feldflur zu wandern. Die Ausrichtung der Wanderrouen orientiert sich im Nahbereich der Hörbachweiherkette an den Waldflächen. In diesen Flächen können die Wanderungen z.B. bei trockenem Wetter unterbrochen werden. Das asphaltierte Straßenstück, das im Untersuchungsgebiet östlich der Weiherkette die Waldflächen durchquert, wird bei oder nach Regenfällen zur Amphibienfalle, weil die Tiere die Wanderungen aus den Waldflächen heraus wieder aufnehmen und dann nach Verlassen des Waldes auf der Straßenoberfläche zur Aufnahme von Feuchtigkeit lange verharren und einer besonderen Gefährdung durch den Straßenverkehr ausgesetzt werden. Es ist daher unerheblich, ob die Straßentrasse eine hohe Verkehrsbelastung aufweist oder nicht. Auch andere Beobachtungen im Regnitzgebiet zeigen, daß durch diese Verhaltensweisen und die erhebliche Attraktivität dieser Trassen als Jagdgebiet einzelner Amphibienarten (z.B. Teichmolch, Kammolch, Kreuzkröte und Knoblauchkröte), sowie als Wanderungsleitlinien mit zeitweise höheren Feuchtigkeitsgradienten auch nicht stark befahrene Straßen in jedem Fall eine Gefährdung für Amphibienarten darstellen.

Die Teichmolch-Individuen müssen zunächst die Abwanderung vom Laichgewässer in die Sommerquartiere durch eine Latenzzeit unterbrechen, denn sie bleiben zunächst nicht auffindbar, nehmen; aber die Abwanderung ab Ende Juli zusammen mit den Jungtieren bevorzugt nach oder während nicht zu starker Regenfälle wieder auf. Die zahlenmäßig umfangreichen Abwanderungsbewegungen der Jungtiere flachen ab Ende August stark ab, Einzelindividuen sind noch bis Anfang November aktiv. Vereinzelt überwintern Jungtiere auch an oder im Laichgewässer und setzen die Abwanderung innerhalb der Weiherkette im März fort.

Luft - Temperatur

Die Wanderaktivitäten der Teichmolche sind zunächst im Frühjahr eng mit den herrschenden Witterungsbedingungen korreliert, sobald die offensichtlich endogen gesteuerte Zugdisposition (Blab 1978) die Aufnahme der Wanderaktivitäten erlaubt (Abb. 17, 18, 19, 20).

Wie im Kottenforst wandern die Teichmolche während der strikt eingehaltenen Überwinterungszeit auch dann nicht, wenn die Temperaturen Wanderaktivitäten erlauben würden. So erreichten z.B. Ende Dezember 1977/Anfang Januar 1978 die Lufttemperaturen Maximalwerte zwischen 13,6 und 7° C und Minimalwerte zwischen + 6 und + 1° C. Während zu dieser Zeit "Wasserfrösche" aktiv waren, verharrten die Teichmolche weiter in ihren Winterquartieren. Heusser (1968 b) bezeichnet diese Erscheinung, die auch bei Erdkröten (*Bufo bufo*) auftrat, als Kalendergebundenheit, die bewirkt, daß selbst bei "Winterstarre-Temperaturen" für die Erdkröten (unter 4° C) noch einige Kröten wanderten.

Nachdem Ende Februar 1978 die Minimum-Werte der Lufttempera-

tur mehrmals auf 3°C gestiegen waren, setzte die Anwanderung Anfang März in Bammersdorf bei Forchheim ein (Daten Kaempf nach Zusammenstellung Scholl), die nur jeweils an den wenigen Tagen, die Minimaltemperaturen unter 0°C aufwiesen, kurzzeitig unterbrochen wurde. In Bammersdorf wurden am 20. März einzelne anwandernde Teichmolche am frühen Abend beobachtet, obwohl die Temperatur bis auf 1°C abfiel. Im Vergleich mit den Teichmolch-Populationen bei Forchheim wanderten 1978 die Teichmolche an der Hörbachweiherkette erst gegen Ende März verstärkt an (Abb. 18):

Die spätere Aufnahme der Wanderaktivitäten könnte durch die mikroklimatischen Unterschiede, die in den einzelnen Überwinterungsräumen auftreten, verursacht werden. Unabhängig von den Wanderaktivitäten des größten Teiles der Teichmolch-Populationen, die zunächst noch die durchschnittlich ca. 200 bis 400 Meter lange Strecke zwischen den Überwinterungsquartieren in den Waldflächen und der Weiherkette zurückzulegen haben, beginnen Einzelexemplare, die bereits im Herbst die Weiher erreicht und im Gewässer oder in den Böschungen überwintert haben, bei Witterungsverhältnissen ab Anfang März, die kurzzeitig Aktivitäten erlauben, in die definitiven Laichgewässer innerhalb der Weiherkette strikt zwischen den einzelnen Weihern abzuwandern. Wie auch von Blab (1978) beobachtet, genügt die intensive Erwärmung der meist noch feuchten oder nassen Böschungsflächen durch die Sonneneinstrahlung, um tagsüber Einzelexemplare - auf Populationsebene unkoordiniert - zum Verlassen ihrer Schlupfwinkel zu bewegen.

1979 wurden wandernde Teichmolche erstmals am 12. März nach einem Ansteigen der Minimaltemperatur von $-3,2^{\circ}\text{C}$ auf $4,5^{\circ}\text{C}$ am eingezäunten Weiher der Hörbachweiherkette erfaßt, die aus dem östlich angrenzenden Weiher über den dazwischen liegenden

Damm abgewandert waren (Abb. 19). Gegen Ende März wird die Anwanderung jedoch auch durch das allmähliche Absinken der Temperaturen unter 0°C im Verlauf der Nacht nicht gestoppt. Nach Einbruch der Dämmerung wandern noch einzelne Exemplare an.

Am Galgensee bei Reutles erreichten 1979 Teichmolche erstmals ebenfalls am 12. März das Laichgewässer (Abb. 20). Die Anwanderung setzte zögernd am 3. März ein, als die Minimaltemperatur über die 0°C - Linie auf $3,9^{\circ}\text{C}$, am 4. März auf $6,4^{\circ}\text{C}$ anstieg, um dann am 8. März nach dem Absinken auf $-1,2^{\circ}\text{C}$ wieder unterbrochen zu werden. Als die Minimaltemperatur am 12. März wieder über den Gefrierpunkt auf $6,9^{\circ}\text{C}$ anstieg, erreichten die anwandernden Teichmolche koordiniert den Galgensee. Die Anwanderung wurde in Reutles noch bei Minimaltemperaturen von 3°C weiter fortgesetzt und nur kurzfristig durch sinkende Temperaturen unter 0°C unterbrochen, um am folgenden Tag sofort wieder fortgesetzt zu werden. Einen Hinweis auf die ausgeprägte Laichstimmung während der Anwanderung gibt die weitgehend volle Ausbildung des Hochzeitskleides der Teichmolchmännchen, sowie die häufig beobachteten Balzspiele in den Bodenfallen.

Die Trennung der Anwanderungsphase 12. März bis 19. April in zwei deutlich getrennte Blöcke könnte mit den relativ niedrigen Minimaltemperaturen von durchschnittlich $1,5 - 2^{\circ}\text{C}$ zwischen Ende März und dem 9. April erklärt werden, obwohl in diesem Zeitraum, als die Wanderung ruhte, Niederschläge, die prinzipiell die Wanderaktivitäten fördern, verzeichnet wurden. Als nämlich am 3. April die Minimaltemperatur auf 4°C anstieg, wanderte ein Teichmolchweibchen an.

Der relativ gut koordinierten Abwanderung liegt offenbar ein

endogener Zeitgeber zugrunde, der unabhängig von den äußeren Faktoren Lufttemperatur und Niederschläge den Zeitpunkt der Abwanderung festlegt. Insoweit sind nach den gefundenen Daten keine Zusammenhänge zwischen der Intensität der Abwanderung und den äußeren Wetterfaktoren, im Gegensatz zu den beiden Anwanderungsschüben, die von der Höhe der Maximal- und Minimaltemperaturen abhängig sind (siehe auch Blab 1978), erkennbar.

Niederschläge

Wie aus den Diagrammen (Abb. 17, 18, 19, 20) zu ersehen ist, fördern Niederschläge die Wanderaktivitäten ganz besonders in den frühen Anwanderungsphasen der Adulten im Frühjahr, während der verstärkten Abwanderung der Jungtiere im August, sowie während der gesamten Aktivitätsperiode vor allem bei hohen Temperaturen.

Grundsätzlich sind jedoch auch bei den Teichmolchen, unabhängig von den Witterungsbedingungen, Wanderaktivitäten zu beobachten. Insbesondere nach langen Trockenperioden lösen Niederschläge Wanderungen aus, die offensichtlich nicht mit den periodisch-saisonalen Wanderungen des Fortpflanzungsgeschäftes in Verbindung gebracht werden können, weil diese in den Teilarealen des Jahreslebensraumes mit Straßentrassen zu beobachten sind und u.a. dem Beuteerwerb dienen.

Aufenthalt im Laichgewässer

Eine genaue Angabe der Aufenthaltsdauer im Laichgewässer ist nach den gewonnenen Ergebnissen nicht möglich, da die zum Teil individuell gekennzeichneten Teichmolche die Phalangen bereits nach wenigen Wochen wieder regenerierten, so daß das ursprüngliche Markierungsschema nicht mehr eindeutig erkennbar war. Auch Blab (1978) berichtet von einer gewissen

Einschränkung bei der Anwendung der Amputationsmethode zur individuellen oder kollektiven Kennzeichnung der Caudaten. Da nur Teile der Phalangen amputiert wurden, um die Mobilität und die Funktionen der Phalangen beim Häutungsprozess nicht wesentlich zu beeinträchtigen, wurden im Gegensatz zu Blab (1978) keine verwertbaren Ergebnisse erzielt. Dies gilt auch für die durchgeführten Verfrachtungsexperimente bei den Teichmolchen der Reutleser Population, um die Ab- und Anwanderungstendenzen der verfrachteten Individuen zu untersuchen. Wie aus den relativ langezogenen An- und - in geringerem Maße - Abwanderungsaktivitäten vom Laichgewässer insbesondere nach den Ergebnissen am isoliert gelegenen Reutleser Galgensee erkennbar ist, dürfte die Aufenthaltsdauer der einzelnen Individuen stark differieren. Weitere Verschiebungen der relativ locker auf Populationsebene koordinierten Abwanderungsaktivitäten werden durch trockene Witterungsperioden verursacht (siehe auch die Beobachtungen von Blab 1978 im Kottenforst), die einen längeren Aufenthalt der adulten Individuen und auch der Jungtiere im unmittelbaren Gewässerbereich zur Folge haben.

Geschlechterverhältnis

Mit den verwendeten, im Vergleich mit der Kescher-Methode durchgehend fängigen Gewässerabschränkungen entfallen die z.B. bei Glandt (1978), Feldmann (1975, 1972) und Malkmus (1971) angeführten Erfassungsschwierigkeiten, die durch das saisonale Gewässeraktivitäts-Muster, unterschiedliche geschlechtsspezifische Erfassungsmöglichkeiten ("Ufer-Effekte") usw. hervorgerufen werden und selbst bei mehrmals wiederholten

Totalabfang-Aktionen eine exakte quantitative und qualitative Untersuchung von Molchpopulationen unmöglich machen.

Wie bereits dargestellt, können die Ergebnisse der Jahre 1977/78 wegen der geringen Fangzahl (1977 = 3 Jungtiere, 1978 = 3 Jungtiere, 2 Männchen, 1 Weibchen) nicht bei der Auswertung zur Berechnung der Gesamtbilanz der Geschlechterrelation berücksichtigt werden.

Ein derart zahlenmäßig geringes Fangergebnis stellt an sich keine ungewöhnliche Größenordnung für eine Teichmolchpopulation dar. Nach den Untersuchungen von Feldmann (1975) wurden in 30% der kontrollierten Laichgewässer Molchpopulationen der Arten Bergmolch, Fadenmolch, Teichmolch und Kammolch in einer Größenordnung bis zu 10 Exemplaren erfaßt.

Dagegen wurden vom März bis September 1979 in der Probestfläche bei Möhrendorf insgesamt $n = 17$ Teichmolche erfaßt. Von diesen Individuen waren 16 Exemplare geschlechtsreife Tiere. In der Gesamtbilanz überwogen die Weibchen im Verhältnis 3 : 1.

Die Teichmolchpopulation im Reutleser Galsee umfaßte 1979 während des Untersuchungszeitraumes von März bis September eine Gesamtzahl von 83 Individuen.

Vermutlich aufgrund des starken Grünalgenwachstums, das wahrscheinlich durch die eutrophen Einschwemmungen aus den angrenzenden intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen hervorgerufen wurde, und bereits ab Mitte Mai die gesamte Wasseroberfläche als dicker sauerstoffzehrender Belag überzog, erreichten die

Larven nur in Ausnahmefällen (5 Individuen) die Metamorphose.

Die Gesamtbilanz des Geschlechterverhältnisses der Teichmolchpopulation des Reutleser Galsees ist in etwa ausgeglichen:

Anzahl $n = 83$

Nicht geschlechtsreife Individuen $n = 5$

Männchen $n = 37$ (47,4 %)

Weibchen $n = 41$ (52,56%)

Auch aus den stichprobenartig durchgeführten Untersuchungen von Glandt (1978) im Raum Münster geht hervor, daß in den Teichmolchpopulationen, wie in Kammolchpopulationen, in etwa ausgeglichene Geschlechterrelationen vorliegen,

Aus dem Bereich des südwestfälischen Berglandes liegen Daten von Feldmann (1975) zum Geschlechtsverhältnis der Molchpopulationen vor:

die Zahl der männlichen Tiere überwiegt am stärksten beim Bergmolch (59,8% Männchen : 40,2% Weibchen), weniger stark beim Teichmolch (56,9% Männchen : 43,1% Weibchen) und beim Fadenmolch (54,1% Männchen : 45,9% Weibchen) und am schwächsten beim Kammolch (52,1% Männchen : 47,9% Weibchen).

Vergleichswerte sind auch aus dem Spessart bekannt (Malkmus 1971).

Das Geschlechterverhältnis ist dort nicht sehr ausgeglichen und bei allen untersuchten Molcharten (Bergmolch, Fadenmolch, Teichmolch und Kammolch) quantitativ zu Gunsten der Männchen verschoben. Prozentuale Geschlechterverhältnisse werden lediglich für die Arten Bergmolch (62,5% Männchen : 37,5% Weibchen) und

Fadenmolch (57,1% Männchen : 42,9% Weibchen) angegeben.

Die von Glandt (1978), Feldmann (1975) und Malkmus (1971) angegebenen Daten zu den Geschlechtsverhältnissen der untersuchten Teichmolchpopulationen können wegen der verwendeten stichprobenartig durchgeführten Erfassungsmethode m.E. nur Anhaltspunkte liefern.

Unberücksichtigt bleiben dabei u.a. die Exemplare,

- die in dem betreffenden Gewässer überwinterten und im Frühjahr in das definitive Laichgewässer abwandern,
- die Spätlaicher, da die durchgeführten Erfassungen auf dem Höhepunkt der Laichsaison, z.B. im Mai (Feldmann 1975) die größten Erfolgchancen bieten,
- die bereits im Herbst anwandernden, im oder unmittelbar am Rand des betreffenden Gewässers überwinterten Exemplare.

Ohnehin können stichprobenartige Untersuchungen nur an Kleingewässern ohne umfangreiche Verlandungszonen durchgeführt werden. Auch ist ein uneingeschränkter Zugang zu den Gewässern wegen der fischereilichen Nutzung im allgemeinen nicht möglich, so daß diese Untersuchungsmethode z.B. im Weihergebiet nicht großflächig anwendbar ist. Eine weitere Fehlerquelle, die sich insbesondere bei kleineren Populationen überproportional auswirkt, stellen die Individuen dar, die (auch mehrmals) an- und abwandern. Die Dauer des Landaufenthaltes schwankt zwischen wenigen Stunden und mehreren Tagen bis Wochen.

Über die Ursachen derartiger Wanderbewegungen, die nur bei der Anwendung der individuellen Markierungsmethode erkennbar sind, ist bislang nichts bekannt.

Eine mögliche Erklärung wäre, daß die Individuen, die nach 24 Stunden wiederum in den Bodenfallen registriert wurden, z.B.

bei Streifzügen an den Uferböschungen in die Fallen geraten sind, und als "abwandernd" registriert wurden, obwohl die Individuen den Gewässerbereich nicht verlassen wollten. Insofern ist das Bestreben nach relativ kurzer Zeit wieder zurück zum Gewässer zu gelangen, konsequent. Dabei tauchen jedoch diese Exemplare als "anwandernd" in den Auflistungen der saisonalen Wanderaktivitäten auf. Gleichzeitig bleibt auch der Teil einer Population, der sich während der stichprobenhaften Untersuchung nicht im Gewässer aufhält, unberücksichtigt. Glandt (1978) bezeichnet die gefundenen Angaben zum Geschlechterverhältnis daher nicht als Gesamtbilanz. Andererseits ist es aber nur mit stichprobenhaften Erfassungen möglich, in kurzer Zeit eine relativ große Zahl von Gewässern, zumindest näherungsweise quantitativ zu untersuchen.

In der Praxis des Artenschutzes wird immer wieder gefordert, bei der Beurteilung flächenbeanspruchender Maßnahmen in kurzer Zeit den ökologischen Wert verschiedener Gewässer vergleichend zu beurteilen. Es wäre äußerst hilfreich, wenn zumindest qualitative Verbreitungsangaben flächendeckend vorliegen würden. Die Verfügbarkeit quantitativer Daten über die Amphibienvorkommen eines größeren Landschaftsraumes wird wohl ein nicht realisierbares Wunschziel bleiben.

Zweifellos kann in der stichprobenhaften Untersuchungsmethode der Molchpopulationen während der Laichzeit, wenn sich wohl die Masse der Population im Gewässer befindet, ein schnell anwendbares Hilfsmittel zur vergleichenden Beurteilung von Kleingewässern gesehen werden. Aus der Sicht des Artenschutzes handelt es sich aber doch um einen störenden Eingriff in das Laichgeschehen. Bei den langen Planungsvorlaufzeiten, die für die Erstellung der technischen Planungen bei flächenbeanspruchenden Maßnahmen notwendig sind, ist eine parallel durchzuführende,

ökologisch ausgerichtete Voruntersuchung zu fordern.

Im Rahmen dieser Voruntersuchung könnte auch die geringe Kosten verursachende Erfassung von Amphibienpopulationen mindestens während einer Saison mit Hilfe von Gewässerabschränkungen erfolgen.

Größenfrequenzen

Über die rein numerische Erfassung des quantitativen Umfanges und der populationsdynamischen Vorgänge innerhalb der untersuchten Teichmolchpopulationen bei Möhrendorf und Reutles hinaus, wurden grundsätzlich die Größenklassen aller Teichmolch-individuen registriert. Bei hinreichend umfangreichen Populationen ist auf diese Weise über die Erfassung des Altersaufbaues eine Aussage zur Funktionsfähigkeit des Habitats möglich. Soweit aus den umfangreicheren Daten des Jahres 1979 erkennbar ist, bestehen bei der untersuchten Teichmolchpopulation in Möhrendorf Lücken in einigen Größenklassen. Nach Heusser (1968) ist es möglich, eine Korrelation zwischen Größenfrequenz und Altersklasse herzustellen, so daß die Form einer Größenfrequenzkurve Aussagen über die Alterszusammensetzung und die Geschichte einer Population erlaubt. Wesentlicher als die gefundene diskontinuierliche Altersklassenverteilung ist die äußerst geringe Nachwuchsrate ($n = 1!$), die auch in Reutles ($n = 5!$) beobachtet wurde. Selbst wenn ein gewisses Maß an Ungenauigkeiten in der Erfassung durch die Gewässerabschränkungen einkalkuliert werden muß, bedeutet dies, daß die Nachwuchsrate die natürlichen Abgänge auf Dauer aus diesen Populationen nicht ersetzen kann. In der Hörbachweiherkette liegen die verschiedenen Teichmolch-Laichplätze so nahe beieinander, daß die Populationen in strukturärmeren und damit intensiver bewirtschafteten Fischteichen, die geringe Nachkommensraten aufweisen, Nachschub aus den Laichgewässern mit hohen Reproduktionsraten erhalten. Dies könnte dadurch möglich

sein, weil die Jungtiere im Vergleich zu den Adulten offensichtlich weniger strikt an Einzugsgebiete der einzelnen Laichgewässer gebunden sind. Auch die Untersuchungen von Blab (1978) ließen wegen des Fehlens von geeigneten Markierungsmethoden die Frage einer mehrjährigen Treue zu einem Sommerquartier offen.

Während des Beobachtungszeitraumes waren die Teichmolche im übrigen an der Hörbachweiherkette sehr schwer zu beobachten. Dies wird durch die versteckte Lebensweise und die geringe Größe verursacht.

Die besten Ergebnisse lieferten jeweils die Kontrollen der geteerten Wegstrecken im Untersuchungsgebiet bei Möhrendorf.

Kritischer erscheint die Situation für den Bestand der Teichmolchpopulation des Reutleser Galsees. In den letzten 5 Beobachtungsjahren kam in den Jahren 1976 und 1979 nur eine äußerst geringe Anzahl an Larven zur Metamorphose (1979 $n = 5$).

Wie bei der Überprüfung der Größenklassen der Knoblauchkrötenpopulation des Reutleser Galsees bereits jetzt als Tendenz im Vergleich mit der Population der Probefläche bei Möhrendorf festzustellen ist, dürfte auch die Teichmolchpopulation überaltern, wenn in den nächsten Jahren wiederholt die Reproduktionsrate so gering ist. Daraus folgt, daß dieses Vorkommen auf Dauer erlischt.

Im Trockenjahr 1976 führte der Himmelsweiher kein Wasser und 1979 bildete sich durch die eutrophen Einschwemmungen ein dichter Algentteppich, der verhinderte, daß sich auch die Larven der anderen dort laichenden Arten Knoblauchkröte und Kreuzkröte entwickeln konnten. Da der Reutleser Galsee über 1 km vom nächsten Gewässer entfernt liegt und von viel befahrenen Ver-

kehrsstrassen umgeben ist, ist eine Isolation dieser Population bereits jetzt denkbar. Es ist daher anzustreben, evtl. beim Bau des derzeit in Verbindung mit den Straßenbaumaßnahmen noch zur Diskussion stehenden Ersatzgewässer in 500 m Entfernung die Wasserversorgung stabiler zu gestalten, um einen regelmäßigen Nachschub an Jungtieren für alle dort lebenden Amphibienarten zu erreichen.

2.2.2 Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

Verbreitungsmuster

Das Laichplatz-Spektrum dieses Lurches ist enger als bei den meisten anderen Arten. Da der Flachwasserbereich sonnenexponierter, meist kleiner bis sehr kleiner Gewässer schwerpunktmäßig in Erdabbaugebieten bevorzugt wird und eine Habitatpräferenz für lockersandige Böden (in gleicher Weise wie bei der Knoblauchkröte) und vegetationsarme Flächen besteht (Blab 1978, 1973, Stöcklein 1973, Feldmann und Rehage 1968), kommen nur wenige Teiche im Regnitzbecken am Rande der mittelfränkischen Weiherlandschaft als Laichhabitat in Betracht (vgl. Abb. 6, S. 42). Aufgrund der Habitat-Ansprüche liegen daher die umfangreichsten Vorkommen in den Sandabbauflächen mit Kleingewässern im Regnitzbecken. Der hohe Wert dieser Flächen für die Verbreitung der Kreuzkröte im Kanton Zürich wird auch von Escher (1972) hervorgehoben. Im Untersuchungsgebiet an der Hörbachweiherkette, unmittelbar am Kanal (Abb. 21), befindet sich seit ca. 4 Jahren in einer sporadisch genutzten kleinflächigen Sandentnahmestelle ein ständig besiedelter Laichplatz der Kreuzkröte. In der Hörbachweiherkette selbst wurde weder Rufaktivität noch Laichablage beobachtet.

Populationen der Kreuzkröte laichen dagegen u.U. in frisch ausgeschobenen Teichen und Teichketten, sowie in Teichen mit vegetationsarmen, flachen Böschungen und lockeren Sandböden in der Umgebung ab (z.B. bei Thurn).

Aber diese Vorkommen können nicht als Erhaltungszentren wegen der schnellen Verlandung dieser eutrophen Laichgewässer und der nach teichwirtschaftlichen Kriterien ausgerichteten und daher ungünstigen Anstauhöhen eingestuft werden.

Jahreslebensraum und Wanderaktivitäten

Die Masse der relativ kleinen Population hielt sich im Bereich der Sandentnahmestelle südlich der Hörbachweiherkette auf. Ein Teil der Population, fast ausschließlich Weibchen, wanderte aus ihren bis 1,3 km entfernten Sommer- und Winterquartieren in den angrenzenden Sandäckern bzw. in dem gehölzbestandenen Hohlweg nördlich der Weiherkette bereits im Frühjahr und Frühsommer zum Laichplatz an. Dabei wurden im gesamten Untersuchungszeitraum Durchquerungen der Probefläche registriert, wie z.B. am 23., 24., und 26. April sowie am 6. Juni 1977, bzw. am 1., 4. und 5. Mai 1978 und am 13. April 1979. Die Aufenthaltsdauer in der Probefläche schwankte zwischen einem und sechs Tagen.

Die Zuordnung der individuell markierten Kreuzkröten zu dem Laichplatz in der Sandgrube am MD-Kanal wurde durch Straßenfunde bestätigt.

Einige Individuen hielten über Jahre an dieser Wanderoute durch die Weiherkette fest. Auch die Beobachtungen gegenüber Kreuzkröten in bis zu 1,3 km Entfernung vom Laichgewässer an der Hörbachweiherkette bestätigen die Feststellung von Flindt und



Abb. 21

Jahreslebensraum einer Kreuzkröten-Population an der Hörbachweiherkette

Wanderungstrecken

"

"

Juvenile

Hemmer (1968), daß diese Art im Umkreis von 1 km um den Laichplatz umhervagabundiert. Die vegetationsarmen Straßen- und Wegetrassen werden bevorzugt bei feuchter Witterung und Niederschlägen zum Beuteerwerb aufgesucht und stellen daher wie für die Knoblauchkröte besondere Gefährdungen dar.

Eine Kreuzkrötenpopulation laichte wie in den Jahren 1977 und 1978 in der Probefläche bei Reutles ab. Die Individuen wurden jeweils individuell markiert, um das Wandergeschehen genau verfolgen zu können.

Erstmals wanderte ein Kreuzkröten-Männchen am 14. März an (Abb. 22). Wie ein weiteres Männchen, das am 26. März anwanderte, wanderte dieses Individuum noch am gleichen Tag wieder ab. Ein Kreuzkröten-Männchen, das in den Ufer-Böschungen des Galgensees den Winter verbracht hatte, wanderte am 6. April ab, kehrte am 12. April wieder zum Laichhabitat zurück, und wanderte am 15. April endgültig ab. Diese Beispiele zeigen, daß im Lauf einer Laichsaison einzelne Individuen mehrmals in den Fallen registriert werden und sich unterschiedlich lange an Land oder im Laichgewässer aufhalten. Diese Individuen täuschen jedoch insgesamt in der Auflistung der Fänge einer Saison durch die mehrmaligen An- und Abwanderungen einen größeren Umfang einer Population vor. Wie bei den anderen untersuchten Amphibienarten muß auch bei der Kreuzkröte eine enge und strikte Bindung der Wanderungen an die Reproduktionsaktivitäten in Frage gestellt werden, auch wenn adulte Kreuzkröten positiv auf Rufe von Artgenossen mit Annäherung an das Rufzentrum in höherem Maße als andere Amphibienarten, z.B. Erdkröte, reagieren (Flindt und Hemmer 1972), so daß zumindest ein wesentlicher Anteil der Wanderaktivitäten mit der Fortpflanzung in Zusammenhang steht. Insbesondere kurzzeitige Abwanderungen vom Laich-

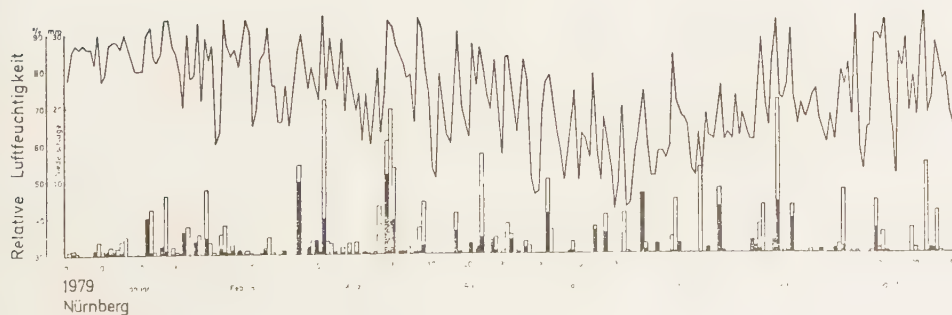
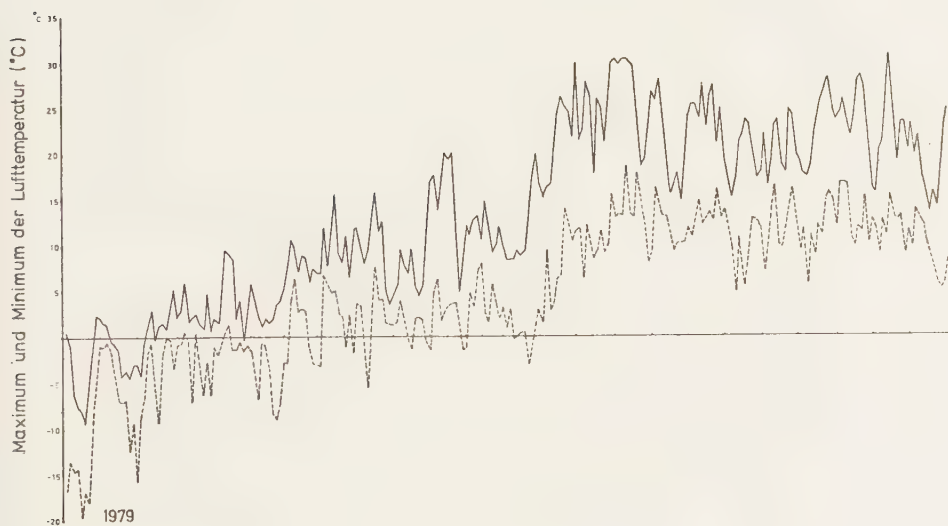
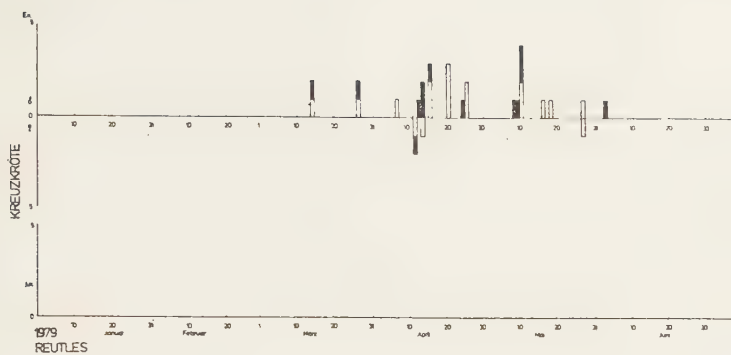


Abb. 22

habitat zum Beuteerwerb sind daher in Betracht zu ziehen und bei den erhaltenen Daten zu berücksichtigen.

Im Verlauf der Laichperiode wurde deutlich, daß die Wanderaktivitäten nicht in An- und Abwanderung zu trennen sind. Es herrscht vielmehr ein verschränktes Wandergeschehen vor.

Eine verstärkte Abwanderung wurde am 20. April und nach dem 10. Mai beobachtet, die am 2. Juni mit der Abwanderung eines Männchens ihren Abschluß fand (Abb. 22).

Geschlechterverhältnis

Insgesamt wurden 13 Männchen und 3 Weibchen individuell markiert. Dieser Wert entspricht einem für Kreuzkröten sehr hohen Geschlechtsverhältnis von 1 Weibchen : 4,3 Männchen.

Bei stichprobenhaften Kontrollen anderer Kreuzkröten-Populationen im Regnitzbecken wurde z.B. bei Röhrach und Dormitz ein Geschlechterverhältnis von ca. 3 : 100 errechnet. Da diese Stichproben wahrscheinlich vor dem Erscheinen der Weibchen durchgeführt wurden, ist dieser Weibchenanteil sicher viel zu niedrig. Denn spätere Laichschnurzahlungen ergaben ein ähnliches Geschlechterverhältnis wie in Reutles (Scholl mdl.).

Maßnahmen zur Sicherung der Funktionsfähigkeit der Laichhabitate

Da ab Anfang Juni ein dichter Grünalgenteppich - hervorgerufen durch Einschwemmungen aus den angrenzenden ackerbaulich genutzten Flächen - den Galgensee bedeckte, kam, wie bei der Knob-

lauchkröte, keine einzige Larve zur Metamorphose. Insbesondere das Beispiel des Galgensees zeigt, daß die alleinige Sicherung der Fläche des jeweiligen Laichhabitats keine Garantie für dessen volle Funktionsfähigkeit darstellt. Es erscheint vielmehr angebracht, durch entsprechende Eingriffe von Fall zu Fall die Reproduktion zu sichern. Im Falle des Reutleser Galgensees, wie auch bei anderen Himmelsweihern, wäre ein Abhalten der Einschwemmungen aus den intensiv genutzten Flächen durch Hochziehen der Böschungen auf Dauer erforderlich.

Auf Dauer ist mit einer erheblichen Gefährdung des Kreuzkrötenvorkommens in den Abbauflächen zu rechnen (vgl. Escher 1972), sofern nicht die Rekultivierungsmaßnahmen unter Erhaltung der vorhandenen Kleingewässer und der vegetationsarmen angrenzenden Flächen, d.h. keine Humusierung, Auffüllung mit Bodenaushub von völlig anderer Korngrößen-Zusammensetzung, sowie anderer Qualität und Bepflanzung durchgeführt werden.

Seit der 1973 im Regnitzbecken durchgeführten Amphibienbestandsaufnahme (Blab 1973, Stöcklein 1973, Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977) wurden bereits einige Vorkommen in Sandgruben (z.B. Hausen, Dechsendorf) durch Auffüllung vernichtet, ohne daß diese Populationen in andere Lebensräume mit den zur Reproduktion erforderlichen Kleingewässern ausweichen konnten. Weitere Vorkommen sind derzeit bedroht.

2.2.3 Seefrosch (*Rana ridibunda*)

Verbreitung

Die originären Verbreitungsgebiete des Seefrosche liegen vorwiegend entlang der größeren Flüsse. Hauptsächlich werden deren Altwässer, sowie eutrophe Gewässer in ihrer Nachbarschaft besiedelt (Günther 1974). Nach der Amphibienbestandsaufnahme in Niedersachsen (Lemmel 1977) bewohnt der Seefrosch das ganze Jahr über große Teiche, Seen und nicht allzu schnell fließende Wasserläufe mit sonnenexponierten Ufern. Vegetationsarme Gewässer werden nicht gemieden, wohl aber Kleinstgewässer und solche im Vollschaten. Dagegen kommt der Seefrosch im nordöstlichen Harzvorland nahezu in jedem Gewässer, d.h. auch in kleineren, völlig vom übrigen Gewässersystem isolierten vor (Schulz 1973) und verhält sich damit anders als auf dem übrigen Territorium der DDR (Günther 1974).

Die Angaben über Vorkommen des Seefrosches in Nordbayern sind nur sehr spärlich. Nach Heilingbrunner (1967) kommt der Seefrosch im Main vor, wobei er sein Vorkommen noch weiter flussaufwärts bis Bamberg für fraglich hält. In der Verbreitungskarte von Müller (1976) ist jedoch bei Bamberg ein Vorkommen des Seefrosches verzeichnet. Ein weiteres Vorkommen am Main bestand nach Malkmus (1968) in einem Altwasser an der Lohrer Mainbrücke. Dieses wird in der Herpetofauna Unterfrankens (Malkmus 1977) nicht mehr erwähnt.

Grundsätzlich kann heute davon ausgegangen werden, daß der Lebensraum des Seefrosches entlang der größeren Flüsse Nordbayerns, wie an Main und Regnitz, durch die wasserbaulichen Maßnahmen (Verbauung der Ufer, Beseitigung der Altwässer bis auf einige geringe Reste, wie z.B. zwischen Erlangen und Bamberg),

sowie vor allem durch die enorme Verschlechterung der Wasserqualität irreversibel zerstört wurde.

Im Regnitzbecken und im Mohrweihergebiet waren Vorkommen der Seefrösche bisher nicht bekannt (Blab 1973, Stöcklein 1973, Blab, Kaufmann und Stöcklein 1977), so daß das Auftauchen der Seefrösche an der Hörbachweiherkette im Untersuchungszeitraum überraschte.

Seefroschvorkommen wurden im Regnitzbecken 1979 erstmals auch nordwestlich von Möhrendorf (Seeleithenweiher) und bei Büchenbach festgestellt.

Nach den Angaben der Teichwirte sollen die Individuen zusammen mit Satzfishimporten aus osteuropäischen Ländern (z.B. Jugoslawien) eingeschleppt worden sein.

Der Seefrosch wurde auch in zumindest einigen Teilen des heutigen Areals in der Bundesrepublik Deutschland vom Menschen eingeschleppt (Müller 1976).

Es wurden lediglich geschlechtsreife Individuen beobachtet, zu einer erfolgreichen Reproduktionsaktivität dürfte es jedoch nicht gekommen sein, soweit morphologische Bestimmungskriterien (Arnold und Burton 1979, Hotz 1974) eine eindeutige Zuordnung erlaubten. Aus Zeitgründen wurde jedoch auf die Vermessung charakteristischer Körperproportionen, wie z.B. relative Tibialänge oder relative Fersen-Höcker-Länge (Günther 1968) verzichtet.

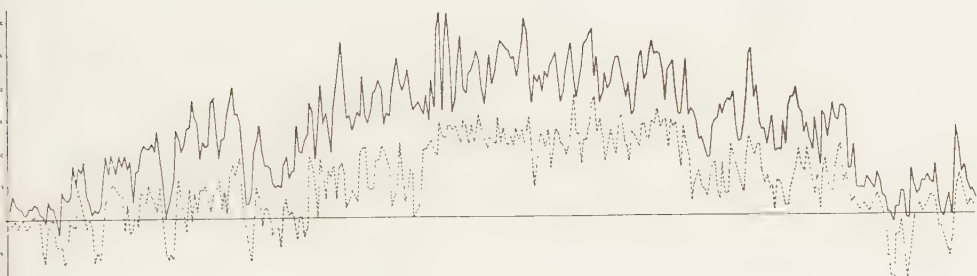
Schulz (1973) berichtet im übrigen nur über die Vorkommen des Seefrosches in kleineren Gewässern, über den Reproduktionserfolg dieser Populationen werden dort keine näheren Angaben gemacht.

Wanderaktivitäten

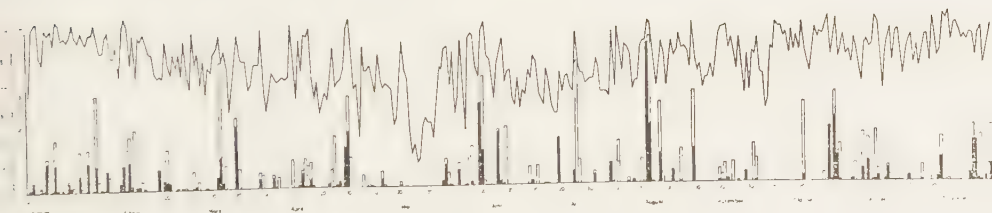
Die Individuen sind während der gesamten Aktivitätsperiode gleichbleibend tag- und nachtaktiv. Im Vergleich zu den systematisch nahestehenden "Wasserfröschen" liegt bei den Seefröschen eine noch engere Bindung an die Gewässer vor. Während die "Wasserfrösche" insbesondere bei günstigen Witterungsverhältnisse (Niederschläge, hohe Temperaturwerte) und bevorzugt nachts sowohl kurzzeitig die Teiche verlassen und bis in ca. 50 m Entfernung in die angrenzenden Flächen einwandern, als auch andere Gewässer, die bis zu 3 km entfernt sein können, aufsuchen, verlassen die Seefrösche nicht den engsten Bereich der Gewässer. Einzelne Individuen wanderten auf kürzestem Weg zur Überwinterung in die maximal 100 m entfernten Waldflächen bereits ab Mitte Juli, während kopfstärke Rufkolonien (bis ca. 8 Exemplare) rufaktiv waren. Die Wanderaktivitäten insgesamt beschränken sich meist auf Bewegungen zwischen den Einzelteichen.

Insgesamt überwinterte nur ein geringer Teil der Population in den Waldflächen, die östlich der Weiherkette zwischen Straße und MD-Kanal liegen. Die übrigen Individuen der insgesamt zwischen 40 Individuen umfassenden Population überwinterten im Gewässer (vgl. auch Hecht 1931). Im Gegensatz zu den "Wasserfröschen" verbleiben die Seefrösche auch in milden Wintern (z.B. 1977/78) in den Winterquartieren.

Wie die "Wasserfrösche" wanderten Seefrösche bereits frühzeitig (20. März 1977, 24. April 1978, 27. März 1979) in die Probefläche ein (Abb. 23, 24, 25). Eine nach Geschlechtern zeitlich differierende Anwanderung, wie z.B. bei den Knoblauchkröten, war nicht festzustellen. Dagegen wurde auch die Anwanderung bereits verpaarter Individuen beobachtet (z.B. 1. Mai 1977).



1977



1977

Abb. 23

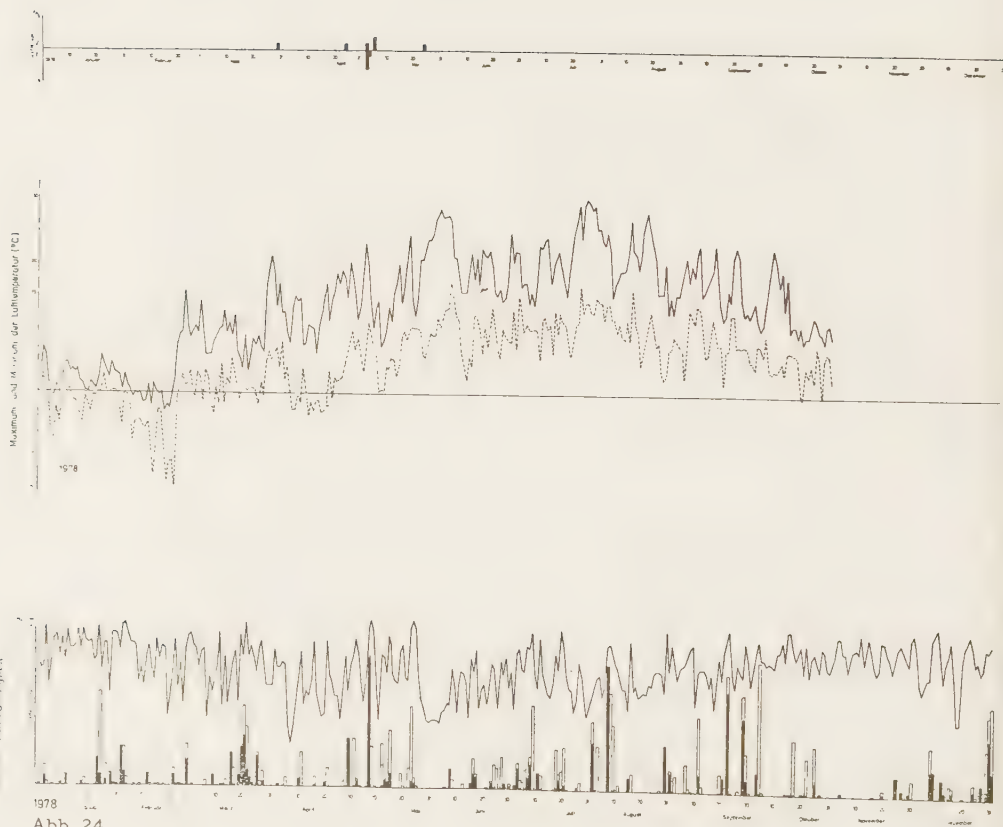


Abb. 24

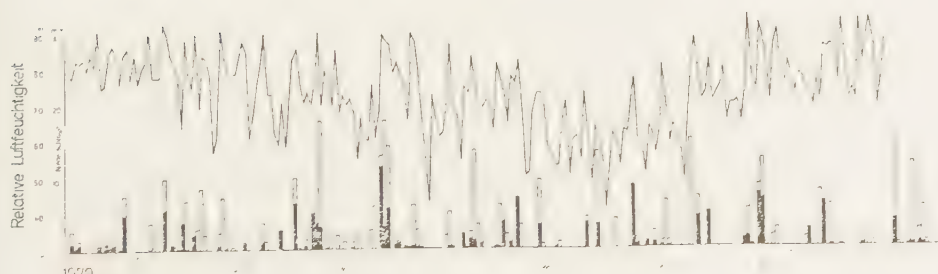
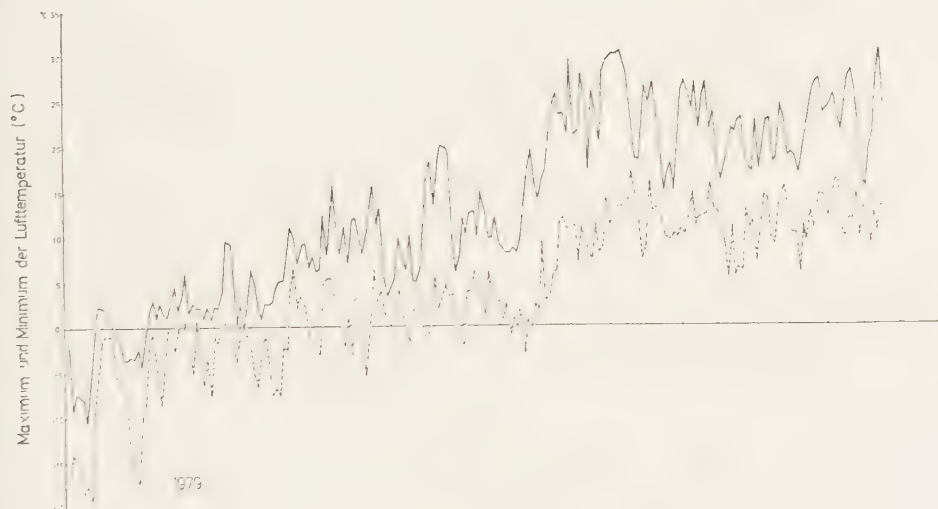


Abb. 25

Als Daueraufenthaltssorte werden ab Ende Mai die sonnen-exponierten strukturreicheren, meist großflächigeren Teiche mit Schwimmpflanzengesellschaften im Wechsel mit offenen Wasserflächen aufgesucht, die offensichtlich eine wichtige Voraussetzung für die Organisation von Rufkolonien bilden (Abb.26). In der Hörbachweiherkette waren dies insgesamt 3 Teiche, darunter die Probefläche.

Die Rufperiode beginnt in enger Abhängigkeit von den Witterungsverhältnissen zwischen Ende März und Mitte April und endet Ende August.

In vegetationsärmeren Teichen rufen lediglich aus den Verlandungsgesellschaften am Rande Einzelindividuen, die diese nach kurzer Zeit wieder verlassen. Die Wanderbewegungen sind bis Mitte Mai im wesentlichen abgeschlossen, dann gehen die Individuen in den strukturreicheren Teichen zu ganzjährig stationärer Lebensweise über.

Die Bildung von Rufkolonien unterbleibt auch dann nicht, wenn die Teiche - wie im Falle der Probefläche - entlandet werden, denn Ende Mai, zu Beginn der Konstituierung dieser Rufkolonien sind in den eutrophen Teichen bereits wieder kleinflächigere Schwimmblattzonierungen vorhanden.

Die Seefrösche werden aufgrund der vielfach identischen Rufpositionen in den Schwimmblattzonierungen von den rufaktiven "Wasserfröschen" zur Rufaktivität stimuliert, ohne daß Konkurrenzverhalten, selbst bei den Individuen mit über 10 cm Körperlänge, beobachtet wurde. Die Positionen der einzelnen rufaktiven Seefrösche sind jedoch relativ weit von-einander (mindestens 10 m) entfernt, auch wenn ein kolonieähnliches Rufverhalten (z.B. ab Ende April 1977, Anfang Mai 1978, Mitte Mai 1979) zu beobachten ist.



Abb. 26 Seefrosch-Vorkommen im Untersuchungsgebiet
bei Möhren Dorf

Auf Grund der verwendeten Erfassungsmethode an der Probefläche bei Möhrendorf ist es fraglich, ob alle wanderaktiven Individuen erfaßt wurden, weil die Mehrzahl der Seefrösche, wie die "Wasserfrösche", nicht gerichtet die Abschränkungen entlang ziehen und dabei in die Fallen geraten, sondern direkt beim Auftreffen an der Abschränkung verharren. Ein Teil dieser Individuen bleibt mehrere Stunden lang regungslos an der Abschränkung sitzen und kann bei den Kontrollgängen ohne Schwierigkeiten aufgesammelt werden. Der größte Teil der wanderwilligen Individuen, die durch die Abschränkung aufgehalten wurden, flüchtet bei Annäherung zurück in die Teiche bzw. versteckt sich in der Vegetationszonierung der Uferböschungen.

Die Wanderaktivitäten der Seefrösche werden deutlich erkennbar durch Niederschläge und den Anstieg der Temperaturwerte gefördert. Diese Witterungsfaktoren sind jedoch zur Auslösung der Wanderbewegungen nicht ausschließlich erforderlich.

Es läßt sich zur Zeit noch nicht sicher beurteilen, wie die Entwicklung der Seefrosch-Vorkommen an der Hörbachweiherkette verlaufen wird. Im Untersuchungszeitraum war zumindest eine über Jahre dauernde Beharrungstendenz der Individuen an den Teichen der Weiherkette festzustellen. Der Reproduktionserfolg allein dürfte jedoch in Zukunft über den Bestand dieser Population und die evtl. Neubesiedlung weiterer Gewässer entscheiden.

2.2.4 "Wasserfrosch" (*Rana esculenta*)

Verbreitungsmuster

Im Regnitzbecken besiedeln die "Wasserfrösche" (Bezeichnung nach Günther 1973, sowie nach Arnold und Burton 1979) die unterschiedlichsten Gewässertypen als häufigste Amphibienart (Blab 1973, Stöcklein 1973). Die Teiche dürften aufgrund der strukturellen Vorgaben zur Realisierung des Laichplatzschemas dieser "Art" (Blab 1978) einen optimalen Vorkommensbereich darstellen.

Bemerkenswert erscheint, daß insbesondere nicht in allen besiedelten Kleingewässern, die vor allem die Funktion von Rastplätzen besitzen, eine Laichablage stattfindet. Größere Populationen mit einem hohen Anteil adulter älterer Individuen siedeln lediglich in sonnenexponierten struktureicheren Gewässern mit bevorzugt horizontaler Vegetationszonierung abwechselnd mit freien Wasserflächen und einer Gesamtfläche von mehr als ca. 0,4 ha (unterhalb der Fischteich-Durchschnittsgröße). Diese Populationen erzielen in der Regel die höchsten Reproduktionsraten, die durch die Verringerung der Vegetationsstrukturen im Rahmen von Entlandungsmaßnahmen drastisch absinken (Abb. 27, 28, 29). Obwohl der größte Teil der Individuen einer Population eine enge Bindung an das Laichhabitat zeigt und überwiegend zu ganzjährig stationärer Lebensweise am Gewässer übergeht, besiedelt der "Wasserfrosch" als Pionier neugeschaffene Wasserstellen (z.B. in Abbauflächen) nach relativ kurzer Zeit. Die Wanderleistungen sind beachtlich. Es werden Wasserstellen aufgesucht, die einige Kilometer (z.B. über 3 km bei Hetzles) von oestehenden Kolonien entfernt sind.

Besonders wanderfreudig sind die Juvenilen, wobei Niederschläge und hohe Temperaturen in jedem Fall aktivitätsfördernd wirken, wobei Wanderungen über größere Entfernungen, selbst in ackerbaulich genutzten trockenen Gebieten auch bei trockener Witterung

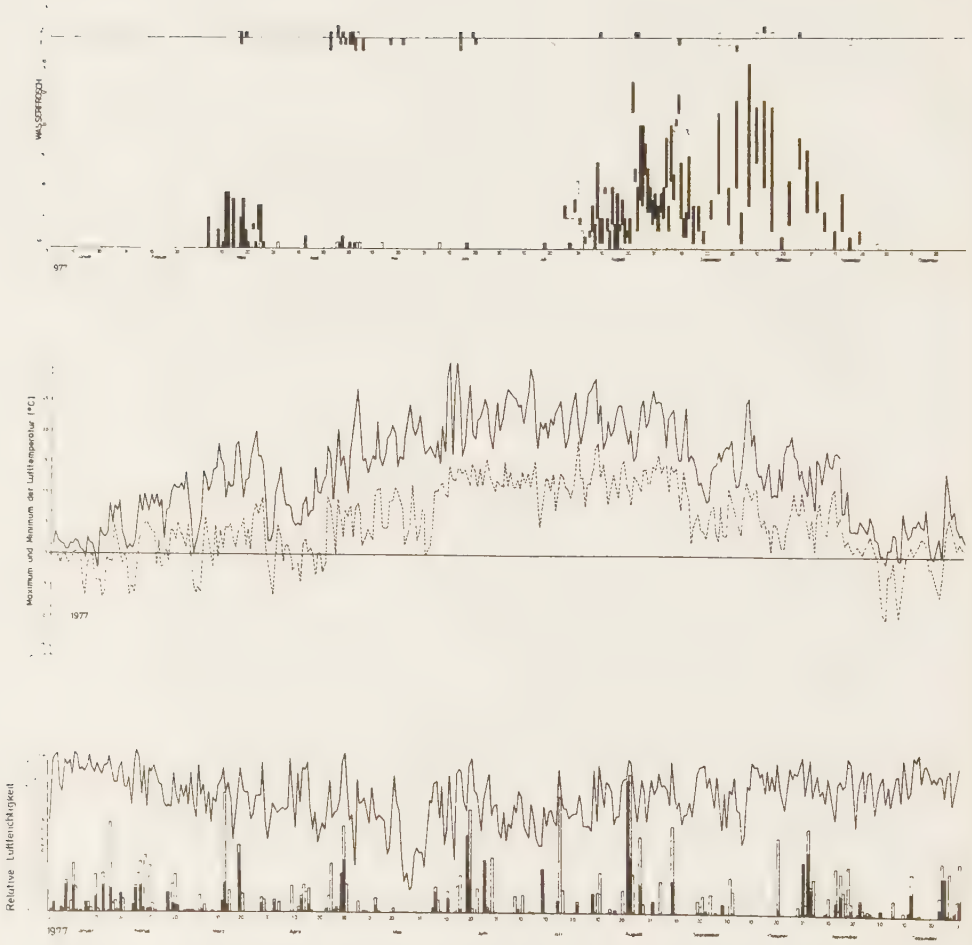


Abb. 27

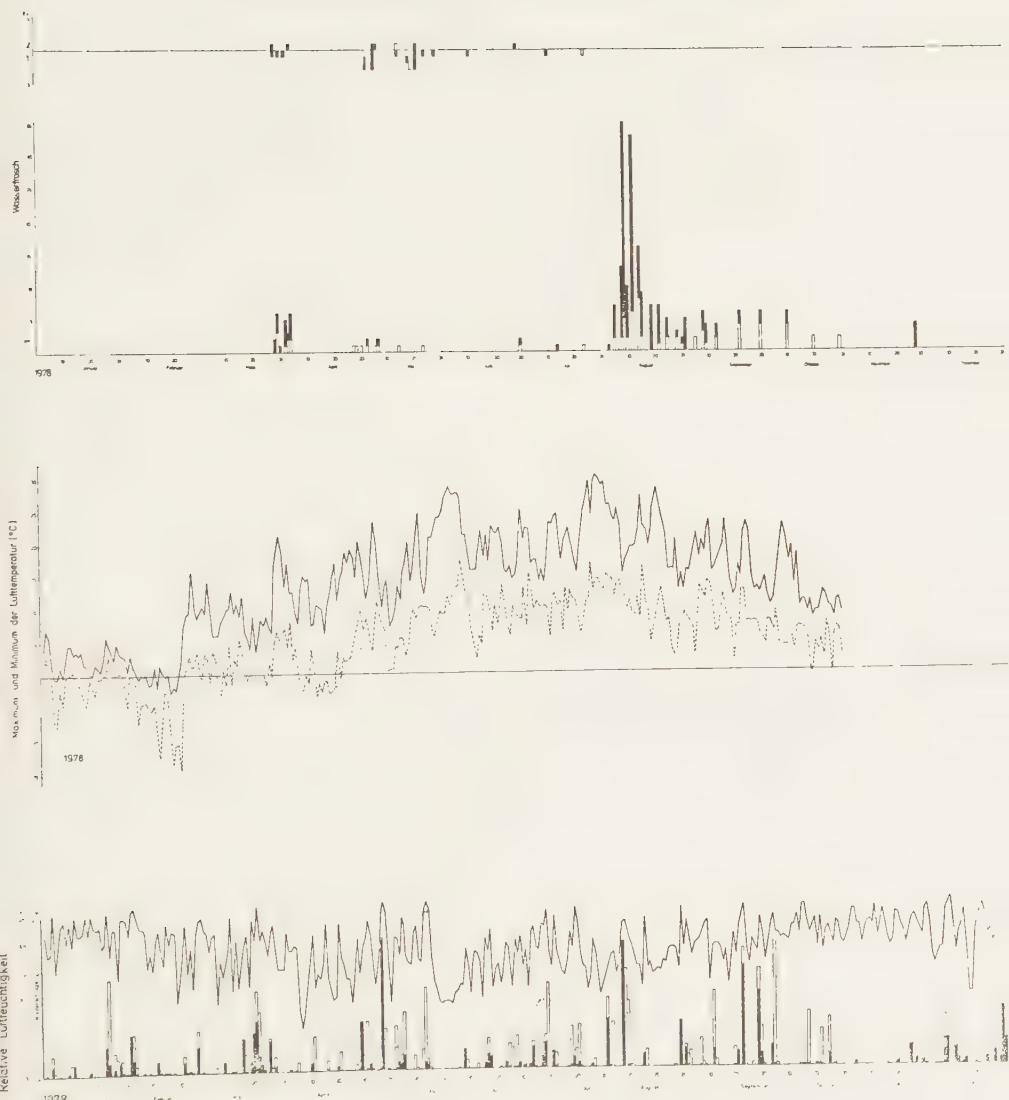


Abb. 28

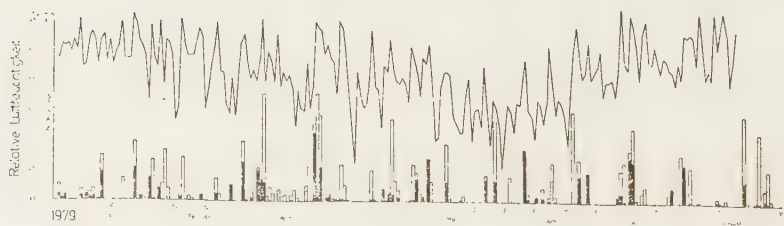
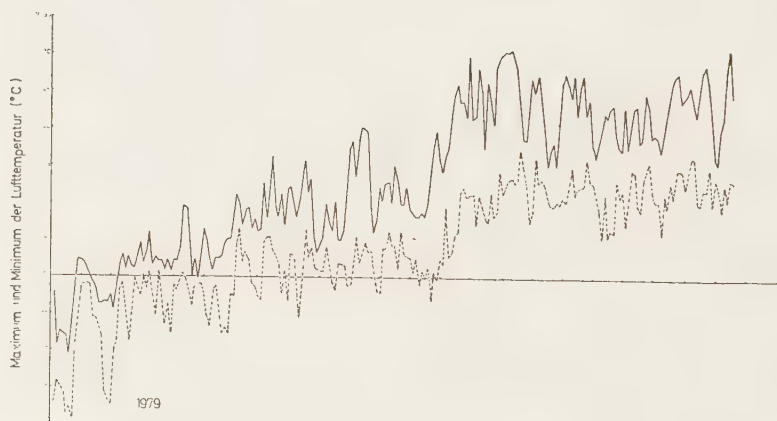
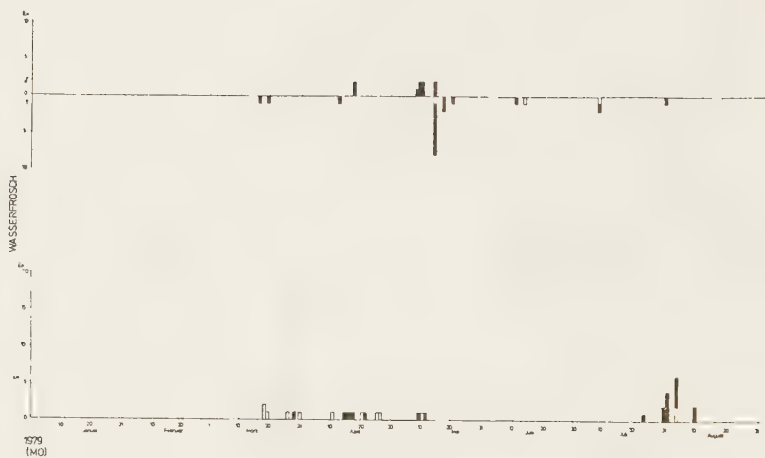


Abb. 29

zu beobachten sind. In erster Linie erfolgt der Austausch von Individuen zwischen den einzelnen Kolonien und die Besiedelung von neugeschaffenen Lebensräumen entlang von grundwasserbeeinflussten Talgründen mit Fließgewässern und besonders entlang von Gräben. Diese Landschaftselemente besitzen mithin die Funktion von Wander-Leitlinien auch für weitere Amphibienarten, z.B. Grasfrosch. Im Untersuchungsgebiet wurde auf die genaue Bestimmung der Grünfrosch-Formen *Rana lessonae* und "*Rana esculenta*" (Günther 1974, vgl. Kap.2.2.3) aus Zeitgründen verzichtet. Die folgenden Angaben beziehen sich daher auf die komplexe Hybridform "Wasserfrosch" (Arnold und Burton 1979), die alle Teiche des Untersuchungsgebietes bei Möhrendorf besiedelt.

Frühjahrswanderung

Die "Wasserfrösche", zunächst vor allem die juvenilen Individuen gehören zu den Amphibienarten, die sehr frühzeitig nach der Überwinterung wieder aktiv werden (1977: 5. März, 1978: 28. März, 1979: 16. März). Die Anwanderung der adulten Individuen setzt im wesentlichen gegen Ende April/Anfang Mai ein, wenn auch Vorläufer bereits ab Mitte März (1977: 18. März, 1978: 28. März, 1979: 16. März) am Laichgewässer eintreffen und dort zu stationärer Lebensweise übergehen. Der größere Teil der Populationen - und zwar sowohl adulte als auch juvenile Individuen - überwintert in bzw. an den Gewässern, ein kleinerer Teil in Waldflächen, die maximal 300 - 500 Meter von den Gewässern entfernt sind.

Nach Hecht (1931) verkriecht sich der "Wasserfrosch" öfter an den höhergelegenen Uferstreifen unter überhängenden Grasbüscheln und unter Baumwurzeln, wobei sich die Frösche immer nur an den flachen, höchstens 1 m breiten Uferstreifen aufhalten sollen.

Nach den Beobachtungen von Blab (1978) im Kottenforst überwintert die "Art" nahezu vollständig, evtl. sogar ausschließlich an Land. Es wäre möglich, daß dieser Effekt im Kottenforst auch auf dem Vergleich zum Untersuchungsgebiet bei Möhrendorf grundsätzlich unterschiedlichen Gewässertyp (bei Möhrendorf eine Weiherkette mit wesentlich tieferen, sonnenexponierten Einzelteichen und einem hohen Böschungsflächenanteil) beruht. Da sich die adulten Individuen an den einzelnen Teichen überwiegend ganzjährig stationär aufhalten und nur ein geringer Teil der Populationen an Land überwintert, wurden relativ geringe Fangdaten adulter Individuen im Untersuchungszeitraum erzielt.

Eine deutlich erkennbar höhere Wanderaktivität herrschte zwischen den einzelnen Teichen der Weiherkette. Insbesondere ein Teil der juvenilen Individuen wechselte mehrmals zwischen den Einzelteichen. Dazu kommen adulte Individuen, die innerhalb der Weiherkette zum definitiven Laichplatz abwandern, davon wandern einzelne Individuen bereits verpaart in die Laichgewässer ein.

Laichzeit

Die Rufaktivität des "Wasserfrosches" zieht sich über mehrere Wochen hin. 1977 riefen erstmals am 26. März vereinzelt "Wasserfrösche" (1978: 15. April, 1979: 29. April).

Wahl (1969) gibt z.B. als Rufbeginn 13., 21. und 29. April, Blab (1978) den 13. und 23. April an. Die Rufaktivitäten differieren regional und saisonal durch den Einfluß der herrschenden Witterungsverhältnisse, auch wenn nach Wahl (1969) die Rufaktivität bei relativ ungünstigen Wassertemperaturen beibehalten wird, so daß die Rufe tagsüber und während der Nacht gleich stark sind.

Zu Beginn der Rufperiode rufen vereinzelt Tiere. Die Dauer der Einzelrufe ist nur gering, der Abstand zwischen den Rufen relativ

groß. Während dieses Zeitraumes ist es daher noch möglich, die Rufe leiser rufender Amphibienarten, wie insbesondere der Knoblauchkröte, wahrzunehmen. Mit Beginn der Bildung von Rufkolonien der "Wasserfrösche" (1977: 2. Mai, 1978: 28. April) ist dies kaum mehr möglich, wenn diese Arten sympatrisch in einem Gewässer vorkommen. 1979 kam es wegen der ungünstigen Witterung nur sporadisch im Juni zur Bildung von Rufkolonien. In strukturreicheren Teichen bilden sich leichter Rufkolonien als in strukturärmeren, wie z.B. frisch entlandeten. Diese Teiche weisen auch wesentlich geringere Reproduktionsraten auf.

Nach Wahl (1969) endet die Rufaktivität Anfang/Mitte Juli. Bei Möhrendorf waren dagegen noch Anfang September 1977 vereinzelt "Wasserfrosch"-Rufe zu hören. Die Laichablage wird in der Regel gegen Ende Mai abgeschlossen. Nur in klimatisch ungünstigen Jahren, wie z.B. 1979, erfolgt die Laichablage relativ spät, sodaß nur ein geringer Teil der Larven zur Metamorphose kommt (Abb. 29, vgl. auch Blab 1978).

Die teilweise drastischen Schwankungen der "Wasserfrosch"-Populationen (Abb. 27, 28, 29, vgl. auch Blab 1978) dürften daher im wesentlichen auf den unterschiedlichen jährlichen Reproduktionserfolgen und insbesondere auf dem Witterungsverlauf des vorhergehenden Winters beruhen. Nach dem strengen Winter 1978/79 ging die Zahl der Juvenilen deutlich zurück. Die Ursachen für diese hohen Verlustquoten könnte in den weniger frostsicheren Überwinterungsquartieren der Juvenilen zu suchen sein. Daraus resultierte eine wesentlich geringere Zahl der Wanderbewegungen der ein- und mehrjährigen Juvenilen im Untersuchungsgebiet im Frühjahr (Abb. 29).

Der Zeitpunkt der Metamorphose schwankt im langjährigen Vergleich in enger Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Laichablage. Erstmals wurden abwandernde Hüpferlinge im Untersuchungszeitraum an folgenden Terminen beobachtet:

1977	17. Juli
1978	23. Juli
1979	23. Juli.

Die vor kurzem metamorphosierten Individuen sind an den teilweise nur noch geringen Resten des larvalen Schwanzes erkennbar. Zwischen den einzelnen Teichen der Weiherkette, d.h. auf kurzen Wanderdistanzen, sind Juvenile mit noch kaum zurückgebildeten larvalen Schwanzresten zu beobachten, während in größerer Entfernung von den Laichgewässern (über 50 m) nur Juvenile ohne larvale Schwanzanhänge zu beobachten sind. Ein Teil der Juvenilen sucht zunächst an das Laichgewässer angrenzende Teiche auf und wandert nach unterschiedlich langer Aufenthaltsdauer in diesen Teichen endgültig ab.

Herbstwanderung

Nachdem die "Wasserfrösche" auch in der Nachlaichzeit weiterhin stationär an den Laichgewässern siedeln (vgl. auch Blab 1978), wandert der Teil der Population, der nicht am bzw. im Gewässer überwintert, ab Anfang September in deutlich erkennbarer Tendenz ab. Bereits mit Abschluß der Laichablage verlassen Einzeltiere die Laichgewässer. Diese Wanderbewegungen ziehen sich im Vergleich mit anderen Arten bis in den Winter hinein, falls hohe Temperaturen Aktivitäten zulassen (z.B. 18. und 25. Dezember 1977, 5. November 1978). Eine auf Populationsebene strikt eingehaltene Überwinterungszeit (auch bei aktivitätsfördernden Bedingungen während des Überwinterungszeitraumes) ist gerade bei den "Wasserfröschen" nicht entwickelt.

Temperatur und Niederschläge

Insbesondere die Aktivitäten der Juvenilen im zeitigen Frühjahr bzw. im Winterhalbjahr werden bereits bei kurzzeitigem Temperaturanstieg (4. März 1977) bis auf 13,4° C ausgelöst, gleiches

gilt für die Aktivitäten der Adulten. Dies trifft jedoch nur für die Wanderungen über geringe Entfernungen, wie z.B. zwischen angrenzenden Teichen zu. Wanderaktivitäten adulter Individuen über größere Entfernungen sind analog zu den Beobachtungen von Blab (1978) an hohe Temperaturen gebunden. Niederschläge fördern die Wanderaktivitäten insbesondere zu Beginn der Aktivitätsperiode, sind jedoch nur in diesem Zeitraum zur Erfüllung der Reizsumme notwendig (Blab 1978). Während der Sommermonate verlassen insbesondere in Nächten mit hohen Temperaturen und Regenfällen adulte und juvenile Individuen die Gewässer kurzzeitig zu Wanderungen über Distanzen bis 100 m.

Insgesamt dürften die "Wasserfrösche" von allen Amphibienarten wegen ihrer Individuenzahl, aufgrund des Wandervermögens und der Plastizität der Laichhabitatansprüche das bisherige Verbreitungsmuster trotz aller anthropogenen Eingriffe in die Struktur der Weiherlandschaft (Entlandungsmaßnahmen, Intensivierung der Bewirtschaftung) erhalten können. Besondere Maßnahmen des Artenschutzes erscheinen nicht erforderlich.

3. Zusammenfassung

- 3.1 Von März 1977 bis August 1979 wurden an der Hörbachweiherkette bei Möhrendorf Untersuchungen zur Phänologie und Ökologie der Amphibienarten Teichmolch (*Triturus vulgaris*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Kreuzkröte (*Bufo calamita*), Seefrosch (*Rana ridibunda*) und "Wasserfrosch" (*"Rana esculenta"*) mit Hilfe von Gewässerabschränkungen durchgeführt.
- 3.2 Wegen des bisher geringen Kenntnisstandes wurde ein deutlicher Schwerpunkt auf die Untersuchung der nach der Roten Liste bedrohter Tiere in Bayern (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 1976) gefährdeten Lurchart Knoblauchkröte gelegt, die als grabende Art im Regnitzbecken wegen der hohen Flächenanteile lockerer Sandböden einen Verbreitungsschwerpunkt aufweist.
- 3.3 In erster Linie zur Erweiterung der bei Möhrendorf ermittelten phänologischen und ökologischen Daten der Knoblauchkröte wurde von März bis August 1979 an einem isoliert gelegenen Himmelsweiher bei Reutles im Knoblauchsland nördlich von Nürnberg eine weitere Gewässerabschränkung errichtet. Dieser Himmelsweiher ist Laichhabitat der Amphibienarten Teichmolch, Knoblauch- und Kreuzkröte.
- 3.4 Da die Teichwirtschaft insgesamt eine wesentliche Bedeutung für das Verbreitungsmuster der Amphibienarten im Regnitzbecken besitzt, werden in einem Überblick u.a. Bewirtschaftungsintensität, die standörtlichen Voraussetzung für Teichwirtschaft, sowie die Laichplatzwahl und die Bestandsentwicklung der Amphibienarten dargestellt.

- 3.5 Als wichtigste Ergebnisse der Untersuchung an der Knoblauchkröte sind festzuhalten:
- geringe Populationsgröße mit für Amphibienarten sehr ausgeglichenem Geschlechterverhältnis zwischen 1 : 1,4 bis 1 : 2,6
 - relativ geringe Laichplatztreue (27% Wiederfänge bei Männchen, 38% Wiederfänge bei Weibchen)
 - sehr geringe Reproduktionserfolge, einmal durch Besatzmaßnahmen, zum anderen bei Himmelsweihern durch starke Wasserstandsschwankungen und Gefährdung durch eutrophierende Einflüsse aus der Umgebung
 - die Population ist auf Dauer nur zu erhalten, wenn sowohl im teich- wie im landwirtschaftlichen Bereich extensive Nutzungsinseln ausreichender Dichte (wegen des kleinen Jahreslebensraumes von durchschnittlich 200 m Entfernung vom Laichgewässer) erhalten bleiben.
- 3.6 Im Untersuchungsgebiet bei Möhrendorf spielen die übrigen Amphibienarten (Teichmolch, Kreuzkröte, Seefrosch) mit Ausnahme der "Wasserfrösche" keine große Rolle.
- 3.7 Für den Seefrosch ist zu erwähnen, daß diese Art durch Besatzmaßnahmen im Regnitzbecken eingebürgert ist und sich nach den bisher vorliegenden Daten nicht fortzupflanzen vermag.
- 3.8 Für die Kreuzkröten-Populationen in beiden Untersuchungsgebieten gelten ähnliche Forderungen wie bei der Knoblauchkröte. Die Kreuzkröten-Laichhabitate stellen jedoch im Gegensatz zur Knoblauchkröte und den übrigen untersuchten Amphibienarten ephemere Sandgrubentümpel dar, die in einem Netz von höchstens 2 km Abstand innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen zu erhalten sind.
- 3.9 Es bleibt auch festzuhalten, daß eine so häufige Art wie der Teichmolch in intensiver bewirtschafteten Teichen nur in

relativ geringen Populationsgrößen anzutreffen ist.

- 3.10 Die in Mittelfranken noch weit verbreitete Art Laubfrosch tritt im Untersuchungsgebiet bei Möhrendorf nur sporadisch auf.
- 3.11 Eine günstige Prognose für die Erhaltung des bisherigen Verbreitungsmusters kann nur für den "Wasserfrosch" abgegeben werden.

4. LITERATUR

- Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Fürth, Dienststelle
Höchststadt/Aisch
Erhebungskarte des Agrarleitplanes 6331 Röttenbach M= 1:25 000
- Ant, H. und H. Sukopp (1978) Artenschutz. In Olschowy, G. (Hrsg.)
Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland, 776 - 785.
Hamburg - Berlin
- Arnold, E.N. und J.A. Burton (1979) Pareys Reptilien- und Amphibien-
führer Europas. Hamburg - Berlin
- Assmann, O. (1977) Die Lebensräume der Amphibien Bayerns und ihre
Erfassung in der Biotopkartierung. Schriftenreihe Naturschutz und
Landschaftspflege, Heft 8, 43 - 56. München
- Aurin, H. (1970) Normentafel der Entwicklung der Knoblauchkröte
(*Pelobates f. fuscus* (Laurenti)). Modell eines Äquivalentstadien -
systems für Froschlurche. Inaugural-Dissertation. Medizinische
Akademie Magdeburg
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1976) Rote Liste bedrohter
Tiere in Bayern (Wirbeltiere und Insekten). Schriftenreihe Natur-
schutz und Landschaftspflege, Heft 7. München
- Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (1978) Pflanzen-
bauversuche. Amt für Landwirtschaft und Bodenkultur Ansbach. Ansbach
- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(1978) Umweltpolitik in Bayern - Ein Programm. München
- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen
(1974) Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan. Band III. Karten. München
- Bedriaga, J.v. (1890) Die Lurchfauna Europas. I. Anura. Froschlurche.
Bulletin de la Societe Imperiale des Naturalistes de Moscou, 210 - 422
und 466 - 622. Moscou
- Berger, K. (1978) Erläuterungen zur Geologischen Karte Nürnberg-Fürth-
Erlangen und Umgebung. 1:50 000. München
- Berger, L. (1970) Some characteristics of the crosses within *Rana*
esculenta complex in postlarval development. Ann. Zool. Warszawa 27,
373 - 416
- Berger, L. (1969) Systematyka zab zielonych. - Przegląd, Zoologiczny 13,
3, 219 - 238
- Berger, L. (1968) Morphology of the F_1 - generation of various crosses
within *Rana esculenta* - complex. Acta Zool. Cracov, 13, 301 - 327
- Berger, L. (1966) Biometrical studies on the population of green frogs
from the environs of Poznan. Ann. Zool. Warszawa 23, 11, 303 - 324

- Bezzel, E. und F. Lechner (1978) Die Vögel des Werdenfelser Landes. Vogelkundliche Bibliothek. Band 8. Greven
- Blab, J. (1979 a) Amphibienfauna und Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 1,3 - 7. Bonn - Bad Godesberg
- Blab, J. (1979 b) Die Amphibienfauna des Bonner Raumes. Rheinische Landschaften, Schriftenreihe für Naturschutz und Landschaftspflege, Heft 16, 11 - 13, Köln.
- Blab, J. (1978) Untersuchungen zu Ökologie, Raum- Zeit- Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm. Dissertation. Universität Erlangen-Nürnberg. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 18. Bonn - Bad Godesberg
- Blab, J. (1976) Amphibien und Reptilien - gefährdete Bewohner der Feuchtgebiete. Natur und Landschaft 7/8, 219 - 221. Bonn - Bad Godesberg
- Blab, J. (1973) Die Amphibien des Erlanger Raumes. Beiträge zu Vorkommen, Laichplatzwahl und Biologie. Staatsexamens-Zulassungsarbeit. Erlangen
- Blab, J., Kaufmann, R. und B. Stöcklein (1977) Vergleichende Untersuchungen zur Amphibienfauna des Regnitzbeckens und des Mohrweihergebiets. Naturforschende Gesellschaft Bamberg, 51. Bericht, 1 - 13 + 11 Verbreitungskarten. Bamberg
- Blab, J. Nowak, E., Trautmann, W. und H. Sukopp (1977) Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell Nr. 1. Greven
- Blankenhorn, H.J., Heusser, H. und P. Vogel (1971) Drei Phänotypen von Grünfröschen aus dem *Rana esculenta* - Komplex in der Schweiz. Rev. Suisse Zool. 78, 1242 - 1247
- Bogert, C.M. (1947) A field study of homing in the Carolina toad. American Museum Novitates 1355, 1 - 24. New York
- Brehm, A. (1893) Die Kriechtiere und Lurche. Leipzig und Wien
- Brückner, A. (1926) Die Tierwelt des Coburger Landes (Wirbeltiere, Weichtiere) 3. Heft, Coburger Heimatkunde und Heimatgeschichte. Coburg
- Bruch, C. (1863) Neue Beobachtungen zur Naturgeschichte der einheimischen Batrachier und Bericht über das Brutjahr 1862/63. Würzburger naturwissenschaftliche Zeitschrift 4, 91 - 151
- Bruch, C. (1862) Beiträge zur Naturgeschichte und Classification der nackten Amphibien. Würzburger naturwissenschaftliche Zeitung 3, 181 - 224

- Bruch, C. (1861) Über die Entwicklung der Wirbelsäule der *Rana fusca*. Würzburger naturwissenschaftliche Zeitung 2, 178 - 198
- Buschinger, A., Gruber, U., Mitze, U. und B. Verbeek (1970) Vorläufige Untersuchungen über Aktivität und Wanderverhalten junger Erdkröten. Salamandra 6, 115 - 119. Frankfurt/Main
- Cochran, D. (1970) Amphibien. Knaurs Tierreich in Farben. München - Zürich
- Dahl, F. (1925) Amphibia, Lurche. In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 1. Teil. Jena
- Dingle, H. (1972) Migration strategies of insects. Migration is an environmentally modified physiological syndrome adapted for dispersal and colonization. Science 175, 1327 - 1335
- Dürigen, B. (1897) Deutschlands Amphibien und Reptilien. Magdeburg
- Eibl-Eibesfeldt, J. (1956) Vergleichende Verhaltensstudien an Anuren: 2. Zur Paarungsbiologie der Gattungen Bufo, Hyla, Rana und Pelobates. Zoologischer Anzeiger, Suppl. 19, 315 - 323. Leipzig
- Eibl-Eibesfeldt, J. (1953) Vergleichende Verhaltensstudien an Anuren: 1. Zur Paarungsbiologie des Laubfrosches, Hyla arborea, L. Zeitschrift für Tierpsychologie Bd. 9, Heft 3, 383 - 395
- Eibl-Eibesfeldt, J. (1950) Ein Beitrag zur Paarungsbiologie der Erdkröte, Bufo bufo L. Behaviour 2, 217 - 236
- Engelmann, W.-E. (1973) Zur Frage der verwandtschaftlichen Beziehungen europäischer Grünfrösche (Gattung Rana). Eine vergleichende elektrophoretische Untersuchung der Serumproteine. Zool Jb. Syst. 100, 183 - 196
- Engelmann, W.-E. (1972) Disk - Elektrophorese der Serumproteine von Wasserfröschen. - Acta biol. med. germ. 29, 431 - 435
- Erz, W. (1978 a) Veränderungen der freilebenden Tierwelt. In: Olschowy, G. (Hrsg.) Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. 303 - 311. Hamburg-Berlin
- Erz, W. (1978 b) Zur Aufstellung von Artenschutzprogrammen. In: Olschowy, G. (Hrsg.) Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland. 792 - 802. Hamburg - Berlin
- Escher, K. (1972) Die Amphibien des Kantons Zürich. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich, Jg. 117, 335 - 380. Zürich
- Feldmann, R. (1975) Methoden und Ergebnisse quantitativer Bestandsaufnahmen an westfälischen Laichplätzen von Molchen der Gattung Triturus (Amphibia, Caudata). Faunistisch-ökologische Mitteilungen 5, 27 - 33. Kiel

- Feldmann, R. (1972) Quantitative Bestandsaufnahmen an südwestfälischen Molch-Laichplätzen im Jahre 1971. *Natur und Heimat* 1, 1 - 8. Münster
- Feldmann, R. (1971) Die Lurche und Kriechtiere des Kreises Iserlohn, 1 - 57. 9. Beitrag zur Landeskunde des Hönnetales. Menden
- Feldmann, R. und H.-O. Rehage (1968) Zur Verbreitung und Ökologie der Kreuzkröte, *Bufo calamita* Laurenti, 1768 in Westfalen. *Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde Münster* 30, 19 - 24
- Flindt, R. und H. Hemmer (1972) Untersuchungen zur Reaktion von *Bufo calamita* und *Bufo viridis* auf arteigene Rufe. *Biologisches Zentralblatt* 91, 597 - 600
- Flindt, R. und H. Hemmer (1968) Beobachtungen zur Dynamik einer Population von *Bufo viridis* Laur. und *Bufo calamita* Laur. *Zoologische Jahrbücher für Systematik* 95, 469 - 476
- Frazer, J. D.F. (1966) A breeding colony of toads (*Bufo bufo* L.) in Kent. *British Journal of Herpetology* 3, 236 - 253
- Freytag, G.E. (1974) Lurche - Amphibien. In: Stresemann (Hrsg.) *Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD - Wirbeltiere*. Berlin
- Frommhold, E. (1952) Heimische Lurche und Kriechtiere. *Die Neue Brehm Bücherei*, Heft 49, Leipzig
- Gauckler, K. (1951) Pflanzenwelt und Tierleben in den Landschaften um Nürnberg und Erlangen. Verlag Junge und Sohn. Erlangen
- Geisselmann, E., R. Flindt und H. Hemmer (1971) Studien zur Biologie, Ökologie und Merkmalsvariabilität der beiden Braunfroscharten *Rana temporaria* L. und *Rana dalmatina* Bonaparte. *Zoologische Jahrbücher für Systematik* 98, 521 - 568
- Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 20.12.1976 - BGBl. I, S.3573
- Gesetz über den Schutz der Natur, die Pflege der Landschaft und die Erholung in der freien Natur (Bayerisches Naturschutzgesetz - BayNatSchG) vom 27.7.1973, GVBl. S. 437, ber. S 562
- Gesetz zum Schutz der wildwachsenden Pflanzen und der nichtjagdbaren wildlebenden Tiere (Naturschutz - Ergänzungsgesetz - NatEG) vom 29.6.1962. GVBl. S. 95
- Gislen, T. (1936) On the history and evolution of the European Pelobatids. *Zoogeographica* Band 3, 119 - 138. Jena
- Glandt, D. (1978) Notizen zur Populationsökologie einheimischer Molche (Gattung *Triturus*). *Salamandra* 14, 9 - 28. Frankfurt/M.
- Glandt, D. (1976) Liebe auf vier Beinen. Hochzeitsbräuche und Nachwuchssorgen einheimischer Amphibien. Dinslaken.

- Gradmann, R. (1931) Süddeutschland . Stuttgart
- Graul, A. Die Stimmen unserer heimischen Froschlurche. Schallplatte, Bestell-Nr. 693, Kisslingweg 44, 7130 Mühlacker
- Grebe, R. (1976) Landschaftsplan Erlangen. Planungsbüro.Nürnberg
- Grossenbacher, K. (1974) Die Amphibien der Umgebung Berns. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern. Neue Folge, 31. Band, 3 - 23. Bern
- Grützmann, T. (1975) Vorkommen, Ökologie und Phänologie der Lurche (Amphibia) einer Wiesenniederung bei Uelzen, Nordost-niedersachsen. Natur, Kultur und Jagd 28, Heft 2, 44-50, Hannover
- Günther, R. (1974) Neue Daten zur Verbreitung und Ökologie der Grünfrösche (Anura, Ranidae) in der DDR. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin, Bd. 50, 287 - 298. Berlin
- Günther, R. (1973) Über die verwandtschaftlichen Beziehungen zwischen den europäischen Grünfröschen und den Bastardcharakter von *Rana esculenta* L. (Anura). Zool.Anz. 190, 3/4, 250-285
- Günther, R. (1970) Der Karyotyp von *Rana ridibunda* Pall. und das Vorkommen von Triploidie bei *Rana esculenta* L. (Anura, Amphibia). Biol. Zentralblatt 89, 3, 327 - 342
- Günther, R. (1969) Untersuchungen zum Artproblem an europäischen Anuren der Gattung *Rana* (Amphibia). Dissertation an der Humboldt-Universität zu Berlin
- Günther, R. (1968) Morphologische und ökologische Untersuchungen zur Unterscheidung von *Rana esculenta* L. und *Rana ridibunda* Pall. Zoologische Jahrbücher Abtl. Systematik Bd. 95, 229 - 264
- Haarländer, W. (1966) Erläuterungen zur geologischen Karte Bayern 1 : 25 000, Nr. 6331 Röttenbach, München
- Haarmann, K. (1978) Probleme wandernder Tiere. In: Olschowy, G. (Hrsg.) Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland, 329 - 338. Hamburg - Berlin
- Haber, W. (1978) Ökologische Bestandsaufnahme. In: Olschowy, G. (Hrsg.) Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland, 25 - 32. Hamburg - Berlin
- Hagen, D. (1892) Die Fauna der Gegend von Nürnberg. In: Festschrift der Stadt Nürnberg zur Versammlung deutscher Naturforscher und Ärzte, 149 - 155. Nürnberg
- Hecht, G. (1931) Winterschlaf und Paarungsdaten deutscher Amphibien. Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin 1930, 316 - 329. Berlin

- Heilingbrunner, F. (1967) Amphibien und Reptilien am Unterlauf des Inn. Naturforschende Gesellschaft Bamberg, 42. Bericht, 38-42, Bamberg
- Heilingbrunner, F. (1958) Lurche und Kriechtiere in der Umgebung von Bamberg. 36. Bericht der Naturforschenden Gesellschaft Bamberg, 42 - 50. Bamberg.
- Hellmich, W. (1965) Klasse Amphibia, Lurche. In: Bartalauffy, L.v. und F. Gessner (Hrsg.) Handbuch der Biologie, Band VI/2. Das Tier 2. Teil. Die Stämme des Tierreichs II, 629 - 670. Konstanz
- Herter, K. (1922) Einige Beobachtungen über die Biologie märkischer Froschlurche. Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde, Nr. 6, 85-90. Stuttgart
- Heusser, H. (1972) Frösche, Kröten, Molche und ihre Lebensräume - eine Bestandsaufnahme. Natur und Landschaft 47, Nr. 12, 342 - 344. Bonn-Bad Godesberg
- Heusser, H. (1970) Ansiedlung, Ortstreue und Populationsdynamik des Grasfrosches (*Rana temporaria*) an einem Gartenweiher. Salamandra 6, Heft 3/4, 80 - 87
- Heusser, H. (1969 a) Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L.; Nahrungsaufnahme und Pigmentierung der Daumenschwielen im Jahreslauf. Biologisches Zentralblatt 88, 457 - 467. Leipzig
- Heusser, H. (1969 b) Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L.; das Orientierungsproblem. Revue Suisse de Zoologie 76, 443 - 518
- Heusser, H. (1968 a) Wie Amphibien schützen? Naturforschende Gesellschaft Schaffhausen, Flugblatt Serie II - Nr. 3, 1 - 12. Schaffhausen
- Heusser, H. (1968 b) Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L.; Wanderungen und Sommerquartiere. Revue Suisse de Zoologie 75, 927 - 982. Genf.
- Heusser, H. (1968 c) Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L. Größenfrequenzen und Populationsdynamik. Mitteilungen der Naturforschenden-gesellschaft Schaffhausen, Bd. 29, 1968/72, 33 - 61. Schaffhausen
- Heusser, H. (1968 d) Die Lebensweise der Erdkröte, *Bufo bufo* L.; Laichzeit, Umstimmung, Ovulation, Verhalten. Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft Zürich, 113, 257 - 289
- Heusser, H. (1968 e) Wandertrieb und populationsspezifische Sollzeit der Laichwanderung bei der Erdkröte, *Bufo bufo* L. Rev. Suisse de Zoologie 75, 1005 - 1022. Genf.
- Heusser, H. (1963) Zur Laichplatzorientierung der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Schaffhausen, Bd. 28, Jg. 63/67, 101 - 112. Schaffhausen
- Heusser, H. (1961) Die Bedeutung der äußeren Situation im Verhalten einiger Amphibienarten. Revue Suisse de Zoologie 68, 1 - 39
- Heusser, H. (1960) Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz II. Behaviour 16, 93 - 109

- Heusser, H. (1958) Über die Beziehungen der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) zu ihrem Laichplatz I. Behavior 12, 209 - 232
- Hofmann, J. (1967) Der Teichwirt. Parey. Hamburg
- Hohenester, A. (1975) Die potentielle natürliche Vegetation der Industrieregion Mittelfranken. In: Regionalbericht 1974. Industrieregion Mittelfranken. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Ingolstadt
- Hohenester, A. (1960) Grasheiden und Föhrenwälder auf Diluvial- und Dolomitsanden im nördlichen Bayern. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft. 33, 30 - 85. München
- Hollering, W., Rebisch, G., Redlingshöfer, M. und W. Selbitschka (1978) Ökologisches Praktikum 31.7. - 11.8.1978, Protokoll der Arbeitsgruppe Reutleser Weiher (unveröffentlichtes Manuskript). Erlangen
- Hotz, H. (1974) Ein Problem aus vielen Fragen - europäische Grünfrösche (*Rana esculenta* - Komplex) und ihre Verbreitung. Natur und Museum 104, 262 - 272
- Institut für Naturschutz und Tierökologie (1977) Tierwelt und Straße. Problemübersicht und Planungshinweise. Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege 26, 91 - 115. Bonn - Bad Godesberg
- Jaekel, A. (1871) Die Kriechtiere und Lurche des Königreiches Bayern. Correspondenzblatt des zoologischen und mineralogischen Vereins in Regensburg Nr. 6/7, 25. Jg.
- Jameson, D.L. (1957) Population structure and homing responses in the Pacific tree frog (*Hyla regilla*). Copeia 3, 221 - 228. Baltimore
- Jungfer, W. (1954) Die einheimischen Kröten. Die neue Brehm-Bücherei, Bd. 118, Wittenberg Lutherstadt
- Jungfer, W. (1951) Wie findet die Erdkröte ihr Laichgewässer? Kosmos, Heft 3, 136 - 138
- Jungfer, W. (1943) Beiträge zur Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo* L.) mit besonderer Berücksichtigung der Wanderung zu den Laichgewässern. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, Bd. 40, H. 1
- Kaufmann, R. (1976) Intensivteichwirtschaft und Amphibienvorkommen am Beispiel des Aischgrundes. Staatsexamens-Zulassungsarbeit. Erlangen
- Kleinstauber, H. (1964) Untersuchungen zur Laichwanderung der einheimischen Erdkröte *Bufo bufo* L. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät GAU Göttingen. Göttingen

- Knauer, F. (1905) Das Leben unserer heimischen Lurche und Kriechtiere im Kreislaufe eines Jahres. Dresden
- Knauer, F. (1878) Naturgeschichte der Lurche. Wien
- Knoch, K. (1952) Klima-Atlas von Bayern. Bad Kissingen
- Koch, C. (1873) Formen und Wandlungen der caudaten Batrachier des Unter- Main - und Lahn-Gebietes. In: Bericht über die Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft 1868 - 1873. Frankfurt
- Koch, W. (1976) Fischzucht: Lehrbuch für Züchter und Teichwirte. Hamburg und Berlin
- Koch, W. (1964) Frösche schädigen Karpfenbrut. Kosmos 11, 406
- Kopsch, F. (1952) Die Entwicklung des braunen Grasfrosches *Rana fusca* Roesel. Stuttgart
- Küster, H.C. (1840) Verzeichnis der in der Umgegend Erlangens beobachteten Tiere. Erlangen
- Lachmann, H. (1890) Die Reptilien und Amphibien Deutschlands. Berlin
- Landois, H. (1892) Die Knoblauchkröte, *Pelobates fuscus* Laur. In: Westfalens Tierleben 3. Band: Die Reptilien, Amphibien und Fische. Paderborn
- Lemmel, G. (1977) Die Lurche und Kriechtiere Niedersachsens. Grundlagen für ein Schutzprogramm. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Heft 5. Hannover
- Lemmel, G. (1975) Die Amphibien der Umgegend Hildesheim. Natur, Kultur und Jagd 28, Heft 2, 28 - 43. Hannover
- Leydig, F. (1877) Die Anuren Batrachier der Deutschen Fauna. Bonn
- Leydig, F. (1881) Über Verbreitung der Thiere im Rhöngebirge und Mainthal im Hinblick auf Eifel und Rheinthal. Verhandlungen des naturhistorischen Vereins der preussischen Rheinlande und Westfalens. 38. Jahrgang, 43 - 183
- Lukowicz v., M. (1970) Die Karpfenteichwirtschaft in Bayern. Allgemeine Fischereizeitung Nr. 9
- Lunau, C. (1933) Faunistisches und Biologisches von unseren Froschlurchen. Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein, Band 20, 18 - 30. Kiel und Leipzig
- Mader, H.-J. (1979) Die Isolationswirkung von Verkehrsstraßen auf Tierpopulationen untersucht am Beispiel von Arthropoden und Kleinsäugetern der Waldbiozönose. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 19. Bonn - Bad Godesberg
- Malkmus, R. (1977) Beitrag zur Herpetofauna Unterfrankens. Beiträge zur Naturkunde in Ostthessen 11/12, 97 - 129. Fulda

- Malkmus, R. (1971) Die Verbreitung der Molche im Spessart. Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins Würzburg 12, 5 - 24. Würzburg
- Malkmus, R. (1968) Beitrag zur Herpetofauna des Spessart.s. Nachrichten des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg, Heft 76, 1 - 36. Aschaffenburg
- Meißner, K. (1973a) Sequenz- und Intervallanalysen zum motorischen Muster in der Vergrabbehandlung von *Pelobates fuscus*/Laur. (Pelobatidae, Anura). Dissertation. Biowissenschaftliche Fakultät des Wissenschaftlichen Rates der Humboldt-Universität Berlin
- Meißner, K. (1973b) Ökologische Nische, Körperbau und physio-ethologische Parameter bei grabenden Pelobatiden (Anura). Manuskript der Autorreferate der Vortragstagung anlässlich der 7. Generalversammlung der Biologischen Gesellschaft der DDR, Sektion Ökologie, in Leipzig 1973, 31 - 321
- Meißner, K. (1972) Repetitive Aktivität, Rhythmus und Periodik in der ersten Vergrabbehandlung von *Pelobates fuscus* Laur. (Anura). Wissenschaftliche Zeitschrift der Humboldt-Universität zu Berlin. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 21, 427 - 435
- Meißner, K. (1970) Zur arttypischen Struktur, Dynamik und Aktualgenese des grabspezifischen Appetenzverhaltens der Knoblauchkröte. Biologisches Zentralblatt 89, 409 - 434
- Meisterhans, K. und H. Heusser (1970) Amphibien und ihre Lebensräume. Natur und Mensch, Heft 4, 1 - 20. Naturforschende Gesellschaft Schaffhausen
- Mertens, R. (1971) Welches Tier ist das ? Kriechtiere und Lurche. Stuttgart
- Mertens, R. und H. Wermuth (1960) Die Amphibien und Reptilien Europas. 3. Liste. Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft 151, 1 - 56. Frankfurt/M.
- Mohr, E. (1926) Die Kriechtiere und Lurche Schleswig-Holsteins. Nordelbingen. Beiträge zur Heimatforschung in Schleswig-Holstein/Hamburg und Lübeck. Band 5, II, 1 - 50. Flensburg
- Müller, D. (1968) Das Teichgebiet des Aischgrundes. Allgemeine Fischereizeitung, Heft 5
- Müller, P. (1977) Tiergeographie: Struktur, Funktion, Geschichte und Indikatorbedeutung von Arealen. Stuttgart
- Müller, P. (1976) Arealveränderungen von Amphibien und Reptilien in der Bundesrepublik Deutschland. In: Sukopp, H. und W. Trautmann (Hrsg.) Veränderungen der Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft 10, 269 - 293. Bonn - Bad Godesberg

- Müller, P. (1968) Amphibien und Fischbesatz. In: Heusser, H. Wie Amphibien schützen? Naturforschende Gesellschaft Schaffhausen, Flugblatt-Serie II - Nr. 3, 12 - 14. Schaffhausen
- Neubaur, F. (1950) Die Stimmen der einheimischen Froschlurche. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 3, 10 - 16. Osnabrück
- Nezadal, W. (1975) Ackerunkrautgesellschaften Nordbayerns. Hoppea, Denkschriften der Regensburgischen Botanischen Gesellschaft, Band 34, 1, 17 - 149. Regensburg
- Nieden, F. (1923) Amphibia. Anura I. In: Schulze, W., W. Küenthal und K. Heider (Hrsg.) Das Tierreich. Berlin und Leipzig
- Noble, G.K. (1954) The biology of the Amphibia. Dover Publications Inc. New York
- Oberdorfer, E. (1970) Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzenden Gebiete. Stuttgart
- Oldham, R.S. (1963) Homing behaviour in *Rana temporaria*. L. British Journal of Herpetology 3, 116 - 127. London
- Regierung von Mittelfranken (1978) Mittelfranken in Zahlen. Ansbach
- Remmert, H. (1978) Ökologie. Berlin - Heidelberg - New York
- Reichholf, J. (1976) Ökologische Aspekte der Veränderung von Flora und Fauna in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde Heft 10, 393 - 399. Bonn - Bad Godesberg
- Reider, v. und Hahn (1837) Fauna boica. Nürnberg
- Riess, W. (1977) Gefährdeter Wanderzug der Lurche. Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt e.V., 42. Band, 101 - 121. München
- Ringler, A. (1976) Verlustbilanz nasser Kleinstbiotope in Moränengebieten der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft Hef 7/8, 205-209
- Rösel, A.J. von Rosenhof (1800) Die natürliche Historie der Frösche hiesigen Landes. Nürnberg. Steinische Buchhandlung, 10. Auflage
- Rüger, A. und J. Eigner (1978) Forschungsbedarf für die Praxis des Arten- und Biotopschutzes. Natur und Landschaft, 12, 372 - 373
- Rühmekopf, E. (1958 a) Beiträge zur Ökologie mitteleuropäischer Salientia. I. Abhängigkeit der Laichabgabe von Außenfaktoren. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, Bd. 47, 1-19.
- Rühmekopf, E. (1958 b) Beiträge zur Ökologie mitteleuropäischer Salientia. II. Temperaturwahl der Larven. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, Bd. 47, 20 - 36
- Rühmekopf, E. (1958 c) Beiträge zur Ökologie mitteleuropäischer Salientia. III. Wirkungen des Lichtes auf Laich und Larven. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere, Bd. 47, 37 - 53

- Savage, R.W. (1961) The ecology and life history of the common frog (*Rana temp.*). London
- Savage R.W. (1942) Burrowing and emergence of the Spade-Foot-Toad, *Pelobates fuscus fuscus* Wagler. Proceedings of the Zoological Society of London. Ser. A 112, 21 - 35. London
- Savage, R.W. (1935) The influence of external factors on the spawning date and migration of the common frog, *Rana temp. tem. L.* Proceedings Zoological Society of London 49 -98. London
- Savage, R.M. (1934) The breeding behaviour of the common frog, *Rana temp. temp. L.* and the common toad, *Bufo bufo bufo L.* Proceedings of the Zoological Society London, 55 - 70
- Schaller, J. und M. Sittard (1976) Agrarleitplan und Biotopkartierung. Garten und Landschaft 4, 203 - 209
- Schneider, H. (1966) Die Paarungsrufe einheimischer Froschlurche. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 57, 119 - 136. Berlin
- Scholl, G. (1976) Die Teichlandschaft des Aischgrundes. Natur und Landschaft 51, Nr. 10, 292 - 295. Bonn - Bad Godesberg
- Scholl, G. und B. Stöcklein (im Druck) Erhaltung und Gestaltung von Kleingewässern für Amphibien und Wasserinsekten. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege. München
- Schröder, H. (1973) Amphibien und Reptilien im Müritzgebiet. Natur und Naturschutz in Mecklenburg XI, 61 - 95. Stralsund - Greifswald
- Schulz, U. (1973) Untersuchungen zur Verbreitung, Ökologie und Biometrie der Grünfrösche (Gattung *Rana*, Amphibia) im Nordost-Harz und seinem Vorland. Diplomarbeit am Museum für Naturkunde der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Seidl, A. (1901) Das Regnitztal (von Fürth bis Erlangen). Erlangen
- Sothmann, L. (1978) Teichwirtschaft - Gefahr für die Feuchtgebiete? Vogel.schutz Heft 4, 6 - 7. Greven
- Stadtler, H. (1975) Orientierung bei Amphibien (Kritische Betrachtung zur Ortswechselorientierung). Facharbeit zur wissenschaftlichen Prüfung für das Lehramt an Realschulen. Erlangen
- Sternfeld, R. (1912) Die Reptilien und Amphibien Mitteleuropas. Leipzig
- Stichmann, W., Scheffer, H. und U. Brinkschulte (1971) Beiträge zur Amphibienfauna des Kreises Soest. Natur und Heimat 31, 49 - 69. Münster
- Stöcklein, B. (1973) Die Amphibien der Forchheimer Umgebung (Biologie und Vorkommen). Staatsexamens-Zulassungsarbeit. Erlangen

- Tischler, W. (1975) Ökologie. Wörterbücher der Ökologie. Stuttgart
- Titze, P. (1976) Kapitel Vegetation. In: Landschaftsplan Erlangen. Planungsbüro Grebe. Nürnberg
- Tunner, H.G. (1973) Das Albumin und andere Bluteiweiße bei *Rana ridibunda* Pallas, *Rana lessonae* Camerano, *Rana esculenta* Linné und deren Hybriden. Z.f. zool. Syst. und Evol. - Forschung 11, 219-233
- Tunner, H.G. (1970) Das Serum-Eiweißbild der einheimischen Wasserfrösche und der Hybridcharakter von *Rana esculenta*. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 64, 352 - 358
- Viertel, B. (1976) Die Amphibien Rhein Hessens unter besonderer Berücksichtigung der Umgebung von Oppenheim. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 15, 183 - 221. Mainz
- Volkamer, H. (1973) Über alters- und umweltbedingte Beeinflussung der Intensität und Richtung der Fluchtbewegung von Erdkrötenlarven, *Bufo bufo* L. Staatsexamens-Zulassungsarbeit Erlangen
- Wahl, M. (1969) Untersuchungen zur Bioakustik des Wasserfrosches. *Rana esculenta* (L.). Oecologia 3, 14 - 55
- Weinrich, E. (1969) Untersuchungen an den Gewöllen fränkischer Greifvögel und Eulen. Staatsexamens-Zulassungsarbeit. Erlangen
- Weixelbaum, H. (1973) Die Orientierungsmechanismen bei der gerichteten Fluchtbewegung der Erdkrötenlarven, *Bufo bufo* L. Staatsexamens-Zulassungsarbeit. Erlangen
- Wendland, V. (1971) Die Wirbeltiere Westberlins. Berlin
- Wendland, V. (1968) Zum Schutze der Frösche und Kröten. Berliner Naturschutzblätter 11, 241 - 245
- Wendland, V. (1967) Die Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) in Berlin und Umgebung. Milu 2, Heft 3, 332 - 339. Leipzig
- Westhoff, F. (1890) Beiträge zur Reptilien- und Amphibienfauna Westfalens. In: Jahresbericht der Zoologischen Sektion des Westfälischen Provinzvereins für Wissenschaft und Kunst 18, 48 - 85
- Wilkins, H. (1979) Die Amphibien des mittleren Elbtales. Verbreitung und Ökologie der Rotbauchunke. Natur und Landschaft 2, 46 - 50. Bonn - Bad Godesberg

Lebenslauf

- Geboren am
9. Juni 1950 in Nürnberg als Sohn des Finanzbeamten i.R. Hanns Stöcklein und seiner Ehefrau Edith, geborene Drechsel
- September 1956 Eintritt in die Volksschule Scharrerstraße in Nürnberg
- September 1960 Übertritt an das Neue Gymnasium Nürnberg
- Juni 1970 Abitur als Abschluß des Besuchs des Neuen Gymnasiums in Nürnberg
- Oktober 1970 Beginn des Studiums mit der Fächerkombination Biologie/Chemie für das Höhere Lehramt an Gymnasien an der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
- Mai 1975 1. Staatsexamen für das Höhere Lehramt an Gymnasien als Abschluß nach 9 Semestern Studium an der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
- August 1975 Bewilligung eines Stipendiums zur Förderung der Promotion nach §2 Graduiertenförderungsgesetz durch die Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg
1. Mai 1976 Beginn der Tätigkeit als wissenschaftlicher Angestellter bei der Höheren Naturschutzbehörde der Regierung von Mittelfranken in Ansbach
1. Juni 1979 Übernahme in das Beamtenverhältnis auf Probe mit Ernennung zum Regierungsrat zur Anstellung

Copy-Center 2000

852 ERLANGEN · Obere Karlstr. 30
Tel. 09131-26197